

01162



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

CAMPUS MORELOS

DISEÑO DE UNA RED DE MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA PARA EL ACUÍFERO IRAPUATO-VALLE, GUANAJUATO

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARA
OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA
(HIDRÁULICA)

PRESENTA:

ING. HUGO ENRIQUE JÚNEZ FERREIRA

ASESORA:

DRA. GRACIELA HERRERA ZAMARRÓN



JIUTEPEC, MORELOS

NOVIEMBRE DEL 2004



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas

Tesis Digitales

Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

A **MI DIOS**, por la oportunidad que me brinda cada día

A **MIS PADRES**, por todo su cariño, apoyo y enseñanzas

A **MI ESPOSA Y MI HIJA**, por estar a mi lado y brindarme todo su amor

A **MI ASESORA**, por su dedicación, apoyo y conocimientos aportados para la realización del presente trabajo

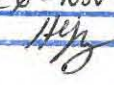
A **MIS HERMANOS**, por estar siempre unidos

A **CONACYT**, por la beca que me fue otorgada, con la cual pude concluir mis estudios de maestría

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: Hugo Enrique Jémez Ferreira

FECHA: 26 - Nov - 2009

FIRMA: 

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Antecedentes.....	1
1.2 Objetivos	1
1.3 Localización de la zona de estudio.....	2
2. TEORÍA GEOESTADÍSTICA Y DEL FILTRO DE KALMAN.....	5
2.1 Conceptos básicos.....	5
2.2 Kriging.....	12
2.3 Filtro de Kalman.....	16
3. MÉTODOS PARA EL DISEÑO ÓPTIMO DE REDES DE MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA.....	18
3.1 Punto de vista basado en reglas para identificar planes de monitoreo a largo plazo.....	19
3.1.1 Método hidrogeológico.....	19
3.1.2 Métodos de tendencia basados en reglas.....	21
3.2 Métodos estadísticos	21
3.2.1 Comparaciones estadísticas.....	21
3.2.2 Detección de la tendencia.....	23
3.2.3 Métodos geoestadísticos.....	24
3.2.4 Método híbrido de geoestadística-hidrogeológica.....	25
3.3 Métodos probabilísticos.....	26
3.3.1 Métodos de Filtro de Kalman.....	26
3.3.2 Simulación probabilística.....	27
3.3.3 Método jerárquico.....	27
3.4 Métodos de optimización matemática.....	28
3.5 Método utilizado en este trabajo.....	28
4. INFORMACIÓN GENERAL DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	29
4.1 Características físicas e hidrológicas.....	29
4.1.1 Clima.....	29
4.1.2 Fisiografía.....	29
4.1.3 Geología.....	32
4.1.4 Lagos cráter.....	34
4.1.5 Agricultura y vegetación.....	34
4.1.6 Hidrología superficial.....	35
4.1.7 Usos del agua.....	37
4.2 Aguas subterráneas.....	37

4.2.1 Usos del agua subterránea.....	39
4.2.2 Unidades hidrogeológicas.....	41
4.2.3 Dirección del flujo subterráneo y comportamiento piezométrico.....	45
4.2.4 Modelo conceptual de funcionamiento hidrodinámico.....	49
4.3 Modelo conceptual de la calidad del agua subterránea en el acuífero.....	52
4.3.1 Red de monitoreo piloto.....	52
4.3.2 Composición del agua subterránea.....	58
4.3.3 Calidad del agua subterránea e identificación de zonas afectadas por contaminación difusa y por degradación natural.....	59
4.3.4 Fuentes potenciales de contaminación difusa.....	64
4.3.5 Procesos de contaminación y/o degradación natural.....	65
5. DISEÑO DE LA RED DE MONITOREO.....	67
5.1 Objetivos de la red de monitoreo.....	67
5.2 Red de monitoreo piloto.....	67
5.3 Parámetros seleccionados.....	68
5.4 Análisis geoestadístico de los parámetros seleccionados.....	68
5.4.1 Análisis exploratorio de los datos.....	69
5.4.2 Análisis estructural.....	70
5.4.3 Predicciones.....	72
5.4.4 Resultados del análisis geoestadístico.....	73
5.5 Diseño óptimo de la red de monitoreo.....	73
5.5.1 Método para elegir la red de monitoreo preliminar.....	75
5.5.2 Red de monitoreo óptima.....	83
5.5.3 Periodicidad del monitoreo.....	88
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	90
7. BIBLIOGRAFÍA.....	91

ANEXOS:

I. Análisis geoestadístico

II. Resultados de las predicciones de las redes de monitoreo preliminar y óptima

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

El acuífero Irapuato-Valle se encuentra en el centro del estado de Guanajuato. El clima en dicha zona es semicálido, presenta lluvias en verano y una temperatura media anual mayor a 18°C. Se trata de una región en la que las actividades económicas principales son la agricultura (Distrito de riego No.11) y la industria.

En el área se presentan problemas de contaminación por desechos de aguas residuales ocasionados por el crecimiento urbano, el fuerte incremento de los parques industriales, el termalismo así como por las actividades agrícolas de la región. Por otro lado, la mayoría de las descargas provenientes de los sectores industrial, municipal y agropecuario, tienen como destino final el río Lerma y el acuífero subyacente.

El acuífero Irapuato-Valle tiene gran importancia debido a que el agua subterránea representa la principal fuente de suministro de agua para las poblaciones de la zona. Esto es consecuencia de que el río Lerma (principal fuente de agua superficial) ha sufrido un grave deterioro en la calidad y cantidad de su caudal producto de las actividades antropogénicas, industriales y agrícolas de la región durante las últimas décadas.

Por este motivo la Comisión Nacional del Agua le solicitó al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua un estudio sobre la contaminación difusa en el acuífero Irapuato-Valle, Gto. (IMTA, 2003), como parte de ese estudio se diseñó una red de monitoreo de la calidad del agua para el acuífero. El tema de esta tesis es el diseño de dicha red de monitoreo.

1.2 Objetivos

Diseñar una red de monitoreo a bajo costo para tener una estimación confiable de la contaminación de origen natural y antropogénico del agua subterránea en el acuífero Irapuato-Valle, Guanajuato.

1.3 Localización de la zona de estudio

La zona de estudio se localiza en la porción centro de la parte sur del Estado de Guanajuato y colinda con el estado de Michoacán (figura 1.1). El acuífero en cuestión comprende una superficie aproximada de 2,500 km², abarcando a las ciudades de Irapuato, Salamanca, Valle de Santiago, Pueblo Nuevo y Jaral del Progreso (figura 1.2). Geográficamente se encuentra entre los paralelos 20°15'00'' y 20°53'00'' de latitud norte, y entre los meridianos 101°32'00'' y 100°53'17'' al oeste de Greenwich. Se encuentra dentro de la Cuenca Hidrológica Río Lerma-Salamanca, que corresponde a la región administrativa Lerma Santiago Pacífico (VIII), es el acuífero número 453 y cuenta con clave 1119. Los límites del acuífero según el Diario Oficial se presentan en la tabla 1.1.

Las ciudades de mayor importancia sobre el acuífero son Irapuato y Salamanca, seguidas por las cabeceras municipales Valle de Santiago, Jaral del Progreso y Pueblo Nuevo (figura 1.3). La mayor elevación dentro de la zona de estudio es el Cerro Culiacán con ubicación de 20°20' Latitud Norte y 100°58' Longitud Oeste, con una altitud de 2830 msnm.

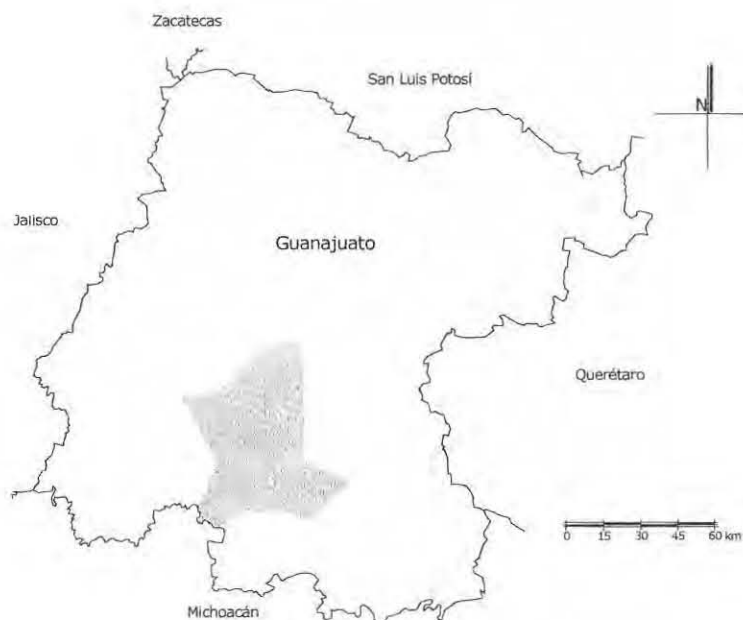


Figura 1.1 Localización geográfica de la zona de estudio (tomada de IMTA, 2003).

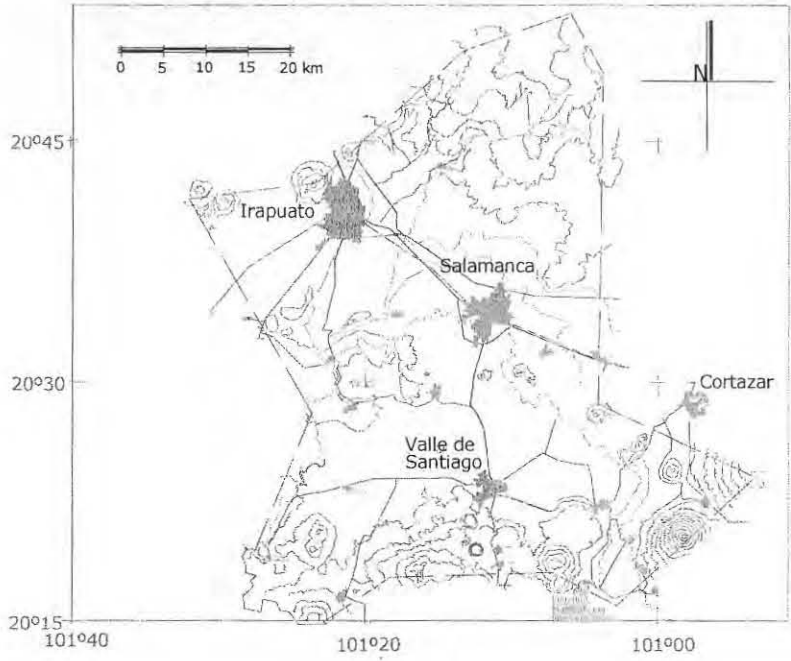


Figura 1.2 Localización geográfica del acuífero Irapuato-Valle (tomada de IMTA, 2003).

Tabla 1.1 Límites del acuífero 1119 Irapuato-Valle según el Diario Oficial de la Federación.

Vértice	LONGITUD OESTE			LATITUD NORTE			OBSER- VACIONES
	Grados	Minutos	Segundos	Grados	Minutos	Segundos	
1	101	22	48.0	20	14	56.4	DEL 1 AL 2 POR EL LÍMITE ESTATAL
2	101	27	32.4	20	19	22.8	
3	101	23	38.4	20	28	4.8	
4	101	31	58.8	20	41	31.2	
5	101	23	16.8	20	42	21.6	
6	101	13	15.6	20	50	34.8	
7	101	5	52.8	20	52	55.2	
8	101	3	39.6	20	49	12.0	
9	101	4	4.8	20	28	37.2	
10	101	53	16.8	20	24	3.6	
11	101	2	49.2	20	15	57.6	
12	101	7	12.0	20	18	3.6	
13	101	18	14.4	20	17	45.6	
1	101	22	48.0	20	14	56.4	

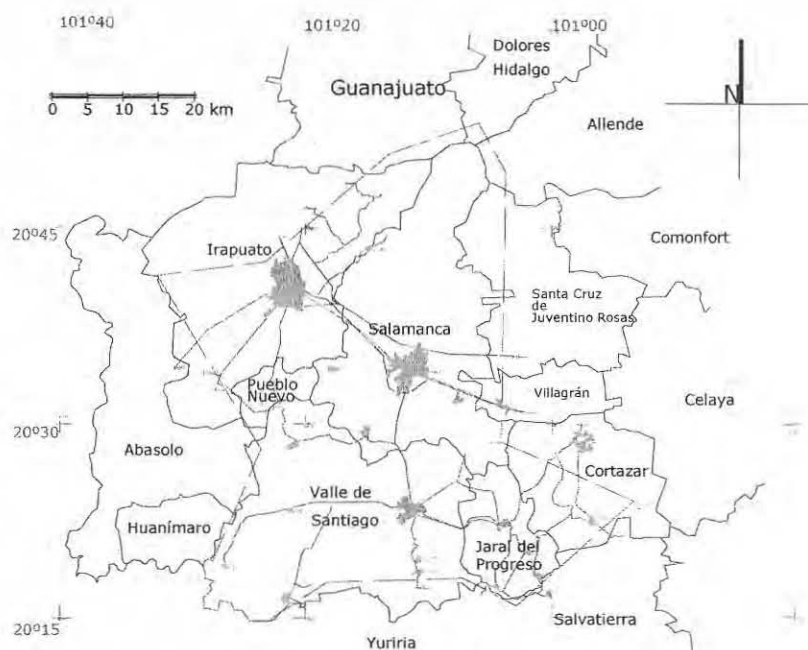


Figura 1.3 Municipios integrantes del acuífero Irapuato-Valle, Guanajuato (tomada de IMTA, 2003).

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

El acuífero Irapuato-Valle se encuentra en el centro del estado de Guanajuato. El clima en dicha zona es semicálido, presenta lluvias en verano y una temperatura media anual mayor a 18°C. Se trata de una región en la que las actividades económicas principales son la agricultura (Distrito de riego No.11) y la industria.

En el área se presentan problemas de contaminación por desechos de aguas residuales ocasionados por el crecimiento urbano, el fuerte incremento de los parques industriales, el termalismo así como por las actividades agrícolas de la región. Por otro lado, la mayoría de las descargas provenientes de los sectores industrial, municipal y agropecuario, tienen como destino final el río Lerma y el acuífero subyacente.

El acuífero Irapuato-Valle tiene gran importancia debido a que el agua subterránea representa la principal fuente de suministro de agua para las poblaciones de la zona. Esto es consecuencia de que el río Lerma (principal fuente de agua superficial) ha sufrido un grave deterioro en la calidad y cantidad de su caudal producto de las actividades antropogénicas, industriales y agrícolas de la región durante las últimas décadas.

Por este motivo la Comisión Nacional del Agua le solicitó al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua un estudio sobre la contaminación difusa en el acuífero Irapuato-Valle, Gto. (IMTA, 2003), como parte de ese estudio se diseñó una red de monitoreo de la calidad del agua para el acuífero. El tema de esta tesis es el diseño de dicha red de monitoreo.

1.2 Objetivos

Diseñar una red de monitoreo a bajo costo para tener una estimación confiable de la contaminación de origen natural y antropogénico del agua subterránea en el acuífero Irapuato-Valle, Guanajuato.

1.3 Localización de la zona de estudio

La zona de estudio se localiza en la porción centro de la parte sur del Estado de Guanajuato y colinda con el estado de Michoacán (figura 1.1). El acuífero en cuestión comprende una superficie aproximada de 2,500 km², abarcando a las ciudades de Irapuato, Salamanca, Valle de Santiago, Pueblo Nuevo y Jaral del Progreso (figura 1.2). Geográficamente se encuentra entre los paralelos 20°15'00'' y 20°53'00'' de latitud norte, y entre los meridianos 101°32'00'' y 100°53'17'' al oeste de Greenwich. Se encuentra dentro de la Cuenca Hidrológica Río Lerma-Salamanca, que corresponde a la región administrativa Lerma Santiago Pacífico (VIII), es el acuífero número 453 y cuenta con clave 1119. Los límites del acuífero según el Diario Oficial se presentan en la tabla 1.1.

Las ciudades de mayor importancia sobre el acuífero son Irapuato y Salamanca, seguidas por las cabeceras municipales Valle de Santiago, Jaral del Progreso y Pueblo Nuevo (figura 1.3). La mayor elevación dentro de la zona de estudio es el Cerro Culiacán con ubicación de 20°20' Latitud Norte y 100°58' Longitud Oeste, con una altitud de 2830 msnm.

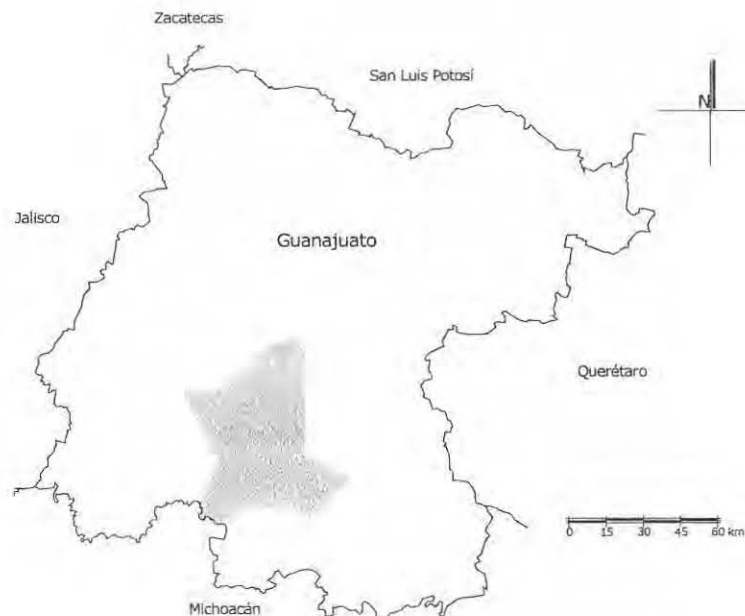


Figura 1.1 Localización geográfica de la zona de estudio (tomada de IMTA, 2003).

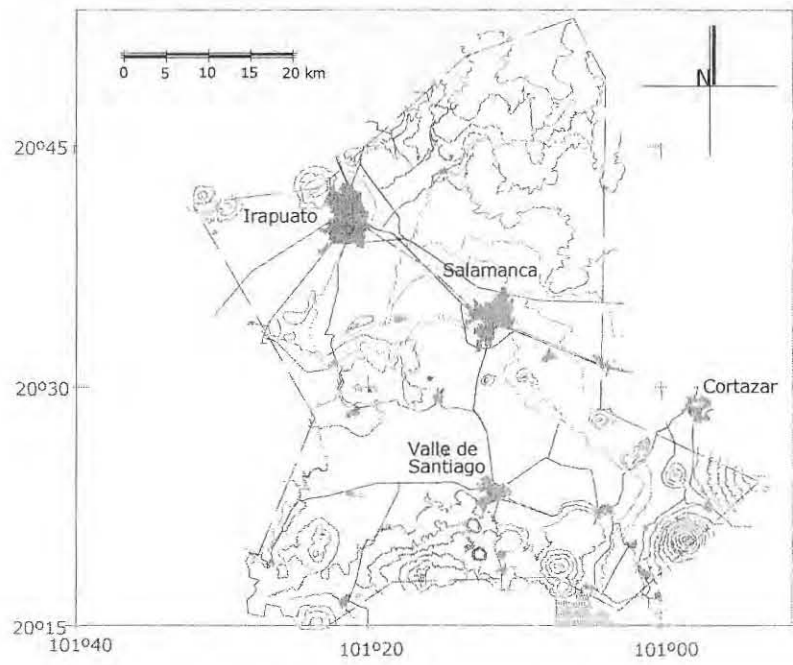


Figura 1.2 Localización geográfica del acuífero Irapuato-Valle (tomada de IMTA, 2003).

Tabla 1.1 Límites del acuífero 1119 Irapuato-Valle según el Diario Oficial de la Federación.

Vértice	LONGITUD OESTE			LATITUD NORTE			OBSER- VACIONES
	Grados	Minutos	Segundos	Grados	Minutos	Segundos	
1	101	22	48.0	20	14	56.4	DEL 1 AL 2 POR EL LÍMITE ESTATAL
2	101	27	32.4	20	19	22.8	
3	101	23	38.4	20	28	4.8	
4	101	31	58.8	20	41	31.2	
5	101	23	16.8	20	42	21.6	
6	101	13	15.6	20	50	34.8	
7	101	5	52.8	20	52	55.2	
8	101	3	39.6	20	49	12.0	
9	101	4	4.8	20	28	37.2	
10	101	53	16.8	20	24	3.6	
11	101	2	49.2	20	15	57.6	
12	101	7	12.0	20	18	3.6	
13	101	18	14.4	20	17	45.6	
1	101	22	48.0	20	14	56.4	

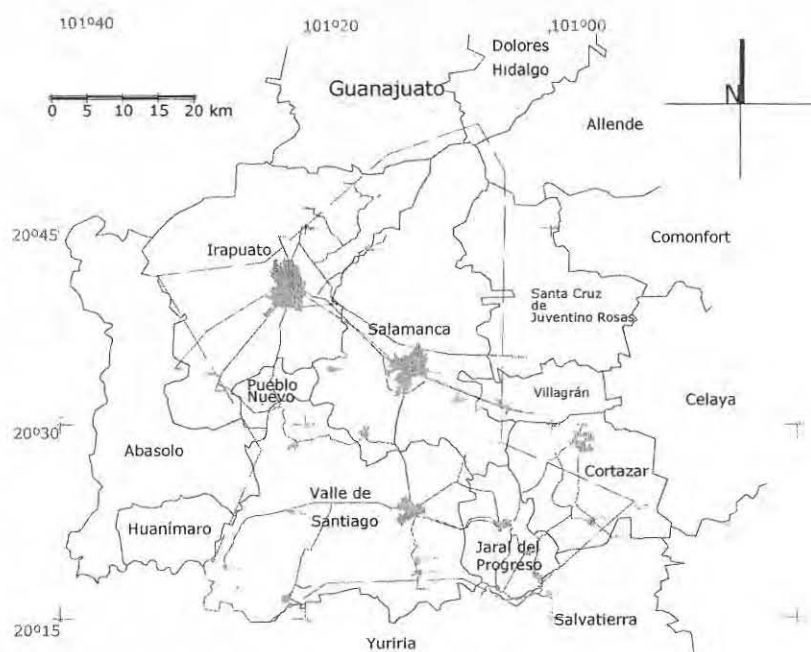


Figura 1.3 Municipios integrantes del acuífero Irapuato-Valle, Guanajuato (tomada de IMTA, 2003).

2. TEORÍA GEOESTADÍSTICA Y DEL FILTRO DE KALMAN

La geoestadística es una rama de la estadística aplicada que se especializa en el análisis y la modelación de la variabilidad espacial en ciencias de la tierra. Su objeto de estudio es el análisis y la predicción de fenómenos en espacio y/o tiempo (Díaz, 2002).

2.1 Conceptos básicos

En esta sección se introducen los conceptos básicos estadísticos que se utilizarán en esta tesis, los cuales han sido tomados de Díaz (2002), y Samper y Carrera (1990), a menos de que se especifique lo contrario en el texto.

Funciones de densidad y de distribución

La función de distribución $F(x)$ de una variable aleatoria X se define como:

$$F(x) = \text{Prob}(X \leq x).$$

Se dice que X es una variable aleatoria discreta si existe un número finito de valores $x_1, x_2, \dots, x_n$ tales que

$$\text{Prob}(X = x_i) = a_i \geq 0 \quad \forall \quad i,$$

$$\sum_{i=1}^n a_i = 1.$$

Si $\text{Prob}(X = x) = 0$ para toda x , la variable aleatoria se dice que es continua. Si existe una función $f(t)$ no negativa definida entre $-\infty < t < \infty$ tal que la función de distribución de X se puede expresar como

$$F(x) = \int_{-\infty}^x f(t) dt,$$

se dice que $f(t)$ es la función de densidad de X .

Dadas n variables $X_1, X_2, \dots, X_n$, la función de distribución n -dimensional se define como:

$$F(x_1, x_2, \dots, x_n) = \text{Prob}(X_1 \leq x_1, X_2 \leq x_2, \dots, X_n \leq x_n).$$

Esperanza matemática y momentos de orden n

La esperanza matemática $E(X)$ o valor esperado m de una variable aleatoria X se define como:

$$m = E(X) = \sum_i x_i \text{Prob}(X = x_i) \text{ si } X \text{ es discreta,}$$

$$m = E(X) = \int_{-\infty}^{\infty} tf(t)dt \text{ si } X \text{ es continua.}$$

La esperanza matemática o media es una medida de la tendencia central de una variable aleatoria. Otras medidas de tendencia central son la mediana y la moda. Para una variable aleatoria continua la moda x_0 es aquel valor de x para el que $f(x)$ es máxima (valor más probable) mientras que la mediana x_e es aquel valor para el que $F(x_e) = 0.5$.

El momento de orden n de una variable aleatoria X continua con respecto al origen se define como:

$$E(X^n) = \int_{-\infty}^{\infty} t^n f(t)dt.$$

Para variables discretas la definición es idéntica salvo que $f(t)$ se sustituye por $\text{Prob}(X = t)$ y la integral por la sumatoria. De forma similar, se definen los momentos de orden n con respecto a la media m como:

$$\alpha_n = E[(X - m)^n] = \int_{-\infty}^{\infty} (t - m)^n f(t)dt.$$

El momento de orden 1 con respecto a la media es 0, mientras que el momento de orden 2 es la varianza σ^2 , es decir,

$$\sigma^2 = E[(X - m)^2] = \int_{-\infty}^{\infty} (t - m)^2 f(t)dt.$$

La desviación estándar σ se define como la raíz cuadrada de la varianza. La varianza de una variable aleatoria es una medida de dispersión de su función de distribución. El coeficiente de variación λ se define como $\frac{\sigma}{m}$.

Otras características de la distribución de una variable aleatoria son el coeficiente de asimetría γ_1 y el coeficiente de curtosis γ_2 . El primero de ellos mide la simetría de la distribución y se define como:

$$\gamma_1 = \frac{\alpha_3}{\sigma^3},$$

donde α_3 es el momento de orden 3 con respecto a la media. El coeficiente de curtosis mide el grado de apuntamiento y se define como:

$$\gamma_2 = \frac{\alpha_4}{\sigma^4} - 3.$$

Funciones de densidad y de distribución condicional

La función de distribución condicional de X dado $Y = y$ se define como:

$$F_{x|y}(x|y) = \frac{\text{Prob}(X \leq x, Y = y)}{\text{Prob}(Y = y)},$$

si $\text{Prob}(Y = y) > 0$.

La función de densidad condicionada de X dado que $Y = y$ se define como:

$$f_{x|y}(x|y) = \frac{f_{xy}(x, y)}{f_y(y)}.$$

Si $g(X)$ es una función de X , entonces el valor esperado condicionado de $g(X)$ dado que $Y = y$ se denota como $E[g(X)|Y = y]$ y se calcula por medio de

$$E[g(X)|Y = y] = \int_{-\infty}^{\infty} g(x)f(x|y)dx.$$

Proceso gaussiano

Siguiendo a Gelb *et al.* (1996), un proceso gaussiano es un proceso aleatorio continuo caracterizado por la propiedad de que sus funciones de distribución de probabilidad conjunta de todos los ordenes son distribuciones normales multidimensionales. Para un proceso gaussiano, la distribución de la variable aleatoria X es la distribución normal, para la cual la función de densidad se expresa por:

$$f(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} \exp\left[-\frac{(x-m)^2}{2\sigma^2}\right]. \quad (2.1.1)$$

La distribución conjunta de dos variables aleatorias X_1 y X_2 se llama distribución normal bivariada; las distribuciones conjuntas de orden más alto se encuentran dadas por la distribución normal multivariada. Si X es un vector gaussiano n -dimensional entonces la distribución de X es la distribución normal expresada por:

$$f(x) = \frac{1}{(2\pi)^{n/2} |P|^{1/2}} \exp \left[-\frac{1}{2} (x - m)^T P^{-1} (x - m) \right], \quad (2.1.2)$$

donde:

x = vector n -dimensional $(x_1, x_2, \dots, x_n)$.

m = vector n -dimensional de las medias, $m_i = E(X_i)$.

P = Matriz $n \times n$ de covarianza de las n variables aleatorias, definida como $P_{ij} = \text{Cov}(X_i, X_j)$.

P^{-1} = Matriz inversa de P , y $|P^{-1}|$ su determinante.

El superíndice T quiere decir transpuesta.

Todas las propiedades de los procesos aleatorios gaussianos quedan definidas por los momentos de distribución de primer y segundo orden.

Por su conveniencia analítica, los procesos gaussianos son los más frecuentemente encontrados en el análisis de sistemas. Por ello, es apropiado introducir la notación que debe tener la información de la ecuación 2.1.2. La notación usada en la secuela es

$$x \sim N(m, P),$$

lo que indica que x es un vector aleatorio gaussiano (normal) con media m y covarianza P . A manera de ejemplo, un proceso aleatorio x de una dimensión con media m y desviación estándar σ , se debe escribir así:

$$x \sim N(m, \sigma^2).$$

Ruido blanco gaussiano

Un proceso de ruido blanco gaussiano es un proceso gaussiano de variables aleatorias no correlacionadas en el tiempo, con media cero y covarianza finita (la cual se denota como P).

Formalmente, $\{e_n\}$ es un proceso de ruido blanco si $E(e_n) = 0$ para toda n , $E(e_i^T e_i) = P$ y $E(e_i e_j^T) = 0$ para i diferente de j .

Variable regionalizada

Se nombra como variable regionalizada $z(x)$ a la variable distribuida en el espacio de manera tal que presenta una estructura espacial de correlación.

Función aleatoria

Si a cada punto x que pertenece a un dominio en el espacio le hacemos corresponder una variable aleatoria $z(x)$, entonces el conjunto de variables aleatorias espacialmente distribuidas $\{z(x), x \in \Omega\}$ será una función aleatoria $Z(x)$.

Función de distribución y momentos de una función aleatoria

Sea $Z(x)$ una función aleatoria definida en R^n , entonces el vector aleatorio $\{Z(x_1), Z(x_2), \dots, Z(x_k)\}$ se caracteriza por su función de distribución de probabilidad k -variada:

$$F_{Z(x_1), Z(x_2), \dots, Z(x_k)}(z_1, z_2, \dots, z_k) = \text{Prob}[Z(x_1) \leq z_1, Z(x_2) \leq z_2, \dots, Z(x_k) \leq z_k].$$

El conjunto de todas las distribuciones para todo valor de k y para cualquier selección de puntos en R^n constituye la ley espacial de probabilidad de la función aleatoria $Z(x)$. En geoestadística lineal son suficientes los dos primeros momentos de la distribución de $Z(x)$. De hecho, en la mayoría de las aplicaciones prácticas la información disponible no permite inferir momentos de mayor orden.

El momento de primer orden es la esperanza matemática definida como

$$E[Z(x)] = m(x),$$

en donde la función $m(x)$ se conoce con los nombres de deriva y tendencia. Para ilustrar la dependencia espacial de la esperanza matemática se da la expresión de ésta para $Z(x)$ cuando es una función de variables continuas,

$$E[Z(x)] = \int_{-\infty}^{+\infty} z(x) f(z(x)) dz.$$

Los tres momentos de segundo orden de $Z(x)$ considerados en geoestadística son:

a) La varianza o momento de segundo orden de $Z(x)$ respecto a $m(x)$:

$$\sigma^2(x) = \text{Var}[Z(x)] = E\{[Z(x) - m(x)]^2\}.$$

b) La covarianza de dos variables aleatorias $Z(x_i)$ y $Z(x_j)$, $C(x_i, x_j)$, definida como:

$$C(x_i, x_j) = E\{[Z(x_i) - m(x_i)][Z(x_j) - m(x_j)]\},$$

y es en general una función de x_i y x_j . Esta función se llama a veces función de autocovarianza y es una medida estadística de la correlación entre dos variables.

c) El semivariograma $\gamma(x_i, x_j)$ que se define como:

$$\gamma(x_i, x_j) = \frac{1}{2} E \{ [Z(x_i) - Z(x_j)]^2 \},$$

es también conocido como función de semivarianza o variograma.

El semivariograma es la herramienta central de la geoestadística. Al igual que la covarianza, el semivariograma es una función que describe el grado de correlación espacial de la propiedad que se estudia.

Los valores de covarianza, así como los valores del semivariograma, se utilizan en las ecuaciones de la matriz de kriging para una mayor eficiencia de cálculo.

Funciones aleatorias estacionarias

Se dice que una función aleatoria es estrictamente estacionaria si su función de distribución es invariante respecto a cualquier traslación de vector h , o lo que es lo mismo, la función de distribución del vector aleatorio $[Z(x_1), Z(x_2), \dots, Z(x_k)]$ es idéntica a la del vector $[Z(x_1 + h), Z(x_2 + h), \dots, Z(x_k + h)]$ para cualquier h . Sin embargo, puesto que la geoestadística lineal se basa en los dos primeros momentos de la función aleatoria, es suficiente imponer que estos dos momentos existen y limitar la hipótesis de estacionariedad a los dos primeros momentos.

Funciones aleatorias estacionarias de segundo orden

Se dice que una función aleatoria $Z(x)$ es estacionaria de segundo orden si:

a) $E[Z(x)]$ existe y no depende de x , es decir,

$$E[Z(x)] = m \quad \text{para todo } x.$$

b) Para toda pareja de variables aleatorias $\{Z(x+h), Z(x)\}$ su covarianza existe y sólo depende del vector separación h , es decir,

$$C(h) = C(x+h, x) = E[Z(x+h)Z(x)] - m^2.$$

La estacionariedad de la varianza implica que la varianza existe, es finita y no depende de x , es decir

$$\sigma^2 = C(0) = \text{Var}[Z(x)].$$

Asimismo, bajo esta hipótesis el semivariograma también es estacionario y se cumple que:

$$\gamma(h) = \gamma(x+h, x) = \frac{1}{2} E\{[Z(x+h) - Z(x)]^2\} = \frac{1}{2} \text{Var}[Z(x+h) - Z(x)].$$

Además existe una relación directa entre el semivariograma y la función de covarianza,

$$\gamma(h) = C(0) - C(h).$$

Funciones aleatorias intrínsecas

Para las funciones aleatorias $Z(x)$ que representan fenómenos físicos que tienen una capacidad casi ilimitada de variación, no están definidas la varianza ni la covarianza. Sin embargo, existen casos en que sus incrementos o diferencias $Z(x+h) - Z(x)$ tienen una varianza finita. Esta es la motivación para definir el concepto de funciones aleatorias intrínsecas como aquellas cuyos incrementos $Z(x+h) - Z(x)$ tienen esperanza matemática y varianza definidas e independientes de x para todo vector h , es decir:

$$E[Z(x+h) - Z(x)] = m(h),$$

$$\text{Var}[Z(x+h) - Z(x)] = g(h).$$

La función $m(h)$ es la función deriva que es necesariamente lineal en h ya que

$$Z(x+h_1+h_2) - Z(x) = [Z(x+h_1+h_2) - Z(x+h_1)] + [Z(x+h_1) - Z(x)]$$

y tomando la esperanza matemática se tiene:

$$m(h_1+h_2) = m(h_2) + m(h_1).$$

Aunque no es indispensable, es habitual suponer $m(h) = 0$. Si no fuese así, la función aleatoria se definiría como $[Z(x) - m(x)]$.

Cuando $m(h) = 0$, el valor esperado de las diferencias es

$$E[Z(x+h) - Z(x)] = 0$$

y la varianza de las diferencias es

$$\text{Var}[Z(x+h) - Z(x)] = 2\gamma(h).$$

Este conjunto de condiciones se conoce como Hipótesis Intrínseca.

Una función aleatoria estacionaria de segundo orden es siempre intrínseca. Sin embargo, el recíproco no siempre es cierto.

Estimación del semivariograma para variables intrínsecas

La estimación más común del semivariograma, a la que llamaremos semivariograma muestral, es la siguiente:

$$\bar{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i + h) - Z(x_i)]^2,$$

donde $N(h)$ es el número de pares $Z(x_i)$ y $Z(x_i+h)$ que están separados por una distancia $h=|h|$, conocida como “lag”. Debido a que $\bar{\gamma}(h)$ es esencialmente una media muestral, tiene todas las desventajas comúnmente asociadas con este tipo de estimador como es por ejemplo la no robustez.

Si el semivariograma es acotado, el valor del intervalo a partir del cual el semivariograma no se incrementa es conocido como alcance o rango (radio de correlación) y marca el límite de la dependencia espacial de la propiedad. La varianza máxima es conocida como “sill” o meseta del semivariograma y teóricamente debe coincidir con la varianza a priori σ^2 de la muestra de la función aleatoria $Z(x)$.

Un aspecto del semivariograma que es importante señalar es que por definición $\gamma(0) = 0$ pero en la práctica el semivariograma muestral $\gamma^*(h)$ cuando $|h|$ tiende a cero no necesariamente se anula. Esto es conocido como efecto “pepita” (nugget en inglés) o microvarianza. En principio esto puede ocurrir solamente si existen discontinuidades en la función aleatoria. En la práctica su existencia se debe a la variación espacial que no puede explicar el semivariograma debido a la escala del muestreo.

2.2 Kriging

El kriging es un término que ha sido acuñado para designar al “mejor estimador lineal insesgado” de un punto y al mejor promedio lineal móvil ponderado de un bloque.

Este nombre apareció alrededor de 1960 para nombrar una técnica creada en Francia por Matheron a partir de los trabajos de D.G. Krige, quién fue probablemente el primero que hizo uso de la correlación espacial y del mejor estimador lineal insesgado en el campo de la evaluación de yacimientos minerales.

El kriging es una técnica de estimación local que ofrece el mejor estimador lineal insesgado de una característica desconocida que se estudia. La limitación a la clase de estimadores lineales es bastante natural ya que esto significa que solamente se requiere el conocimiento del momento de segundo orden de la función aleatoria (la covarianza o el semivariograma) y que en general en la práctica es posible inferir a partir de una realización de la misma.

El objetivo del krigeado es obtener una estimación $Z^*(x)$, de $Z(x)$, como una combinación lineal de los valores medidos Z_i en los puntos de observación x_i . También es importante obtener la varianza del error de estimación. Por ser lineal, el estimador tiene la siguiente forma:

$$Z^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z_i.$$

Los parámetros λ_i se denominan coeficientes de ponderación o coeficientes de krigeado. Z^* no debe tener sesgo, es decir $E(Z^* - Z) = 0$, por lo que suponiendo que Z es estacionaria la varianza del error de la estimación es:

$$\begin{aligned} \text{Var}(Z^* - Z) &= E[(Z^* - Z)^2] \\ &= E\left[\left(\sum_i \lambda_i Z_i - \sum_j \lambda_j Z_j\right)^2\right] - 2E\left[\sum_i \lambda_i Z_i Z\right] + E[Z^2] \\ &= \sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j E(Z_i Z_j) - 2 \sum_i \lambda_i E(Z_i Z) + E(Z^2). \end{aligned}$$

Si se conocen $E(Z_i Z_j)$, $E(Z_i Z)$ y $E(Z^2)$, lo cual es posible si se conoce el semivariograma o bien la función de covarianza, entonces basta obtener λ_i ($i=1\dots n$, número de puntos de observación), para que Z^* y su varianza queden perfectamente determinados. Los coeficientes λ_i se obtienen imponiendo que la varianza de estimación sea mínima. Esto da lugar a un sistema lineal de ecuaciones que se conoce con el nombre de ecuaciones de krigeado.

Kriging ordinario

Para el desarrollo de las ecuaciones de krigeado ordinario, se debe imponer que la estimación sea lineal, no tenga sesgo y tenga varianza mínima:

1. Linealidad

$$Z^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z_i.$$

2. Sesgo nulo

$$E(Z^*) = E(Z), \text{ equivalente a } \sum_i \lambda_i = 1.$$

3. Varianza mínima

$$E[(Z^* - Z)^2] \text{ es mínimo.}$$

Desarrollando esta última expresión se obtiene:

$$\begin{aligned} E[(Z^* - Z)^2] &= E[(\sum_i \lambda_i Z_i - Z)^2] = E[(\sum_i \lambda_i Z_i - \sum_i \lambda_i Z)^2] \\ &= E[(\sum_i \lambda_i (Z_i - Z))^2] = E\left[\left(\sum_i \lambda_i (Z_i - Z)\right) \left(\sum_j \lambda_j (Z_j - Z)\right)\right] \\ &= \sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j E[(Z_i - Z)(Z_j - Z)]. \end{aligned} \quad (2.2.1)$$

Este último término se puede obtener a partir de la definición del semivariograma:

$$\begin{aligned} \gamma(x_i - x_j) &= \frac{1}{2} E[(Z_i - Z_j)^2] = \frac{1}{2} E\{[(Z_i - Z) - (Z_j - Z)]^2\} \\ &= \frac{1}{2} E[(Z_i - Z)^2] + \frac{1}{2} E[(Z_j - Z)^2] - E[(Z_i - Z)(Z_j - Z)] \\ &= \gamma(x_i - x) + \gamma(x_j - x) - E[(Z_i - Z)(Z_j - Z)]. \end{aligned} \quad (2.2.2)$$

A partir de la ecuación 2.2.2 se obtiene el valor esperado que aparece en la última línea de la ecuación 2.2.1. Sustituyéndolo se obtiene:

$$E[(Z^* - Z)^2] = -\sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j \gamma(x_i - x_j) + \sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j \gamma(x_i - x) + \sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j \gamma(x_j - x). \quad (2.2.3)$$

Sacando factor común a $\sum_i \lambda_i$ y $\sum_j \lambda_j$, que valen uno, en los dos últimos sumandos de la ecuación 2.2.3, y teniendo en cuenta que:

$$\sum_i \lambda_i \gamma(x_i - x) = \sum_j \lambda_j \gamma(x_j - x),$$

ya que i y j son índices mudos, resulta la siguiente expresión de la varianza de estimación:

$$E[(Z^* - Z)^2] = -\sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j \gamma(x_i - x_j) + 2 \sum_i \lambda_i \gamma(x_i - x). \quad (2.2.4)$$

Para la minimización de la varianza se emplea el método de los multiplicadores de Lagrange, que conduce a la siguiente función objetivo:

$$L = \frac{1}{2} E[(Z^* - Z)^2] - \mu \left(\sum_i \lambda_i - 1 \right) \quad (2.2.5)$$

que hay que minimizar con respecto a λ_i y a μ . Para ello se igualan a cero las derivadas parciales de la ecuación 2.2.5 con respecto a los λ_i y a μ , lo que conduce al siguiente sistema lineal de $(n+1)$ ecuaciones:

$$\sum_j \lambda_j \gamma(x_i - x_j) + \mu = \gamma(x_i - x), \quad i = 1, \dots, n,$$

$$\sum_j \lambda_j = 1. \quad (2.2.6)$$

En forma matricial, este sistema tiene la siguiente expresión:

$$\begin{bmatrix} 0 & \gamma_{12} & \gamma_{13} & \dots & \gamma_{1n} & 1 \\ \gamma_{21} & 0 & \gamma_{23} & \dots & \gamma_{2n} & 1 \\ \cdot & \cdot & \cdot & \dots & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \dots & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \dots & \cdot & \cdot \\ \gamma_{n1} & \gamma_{n2} & \gamma_{n3} & \dots & 0 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & \dots & 1 & 0 \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} \lambda_1 \\ \lambda_2 \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ \lambda_n \\ \mu \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \gamma_1 \\ \gamma_2 \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ \gamma_n \\ 1 \end{bmatrix}$$

donde $\gamma_{ij} = \gamma(x_i - x_j)$ y $\gamma_i = \gamma(x_i - x)$.

Si $-\gamma(h)$ es condicionalmente positiva definida (el producto de la matriz cuadrática $-\gamma(h)$ por un vector columna diferente de cero y por su vector transpuesto es mayor a cero), la matriz del sistema es siempre regular y siempre existe solución.

La varianza del error de estimación, también llamada varianza del krigeado, se obtiene teniendo en cuenta que, al ser $E(Z^* - Z) = 0$,

$$\sigma_k^2 = \text{Var}(Z^* - Z) = E[(Z^* - Z)^2],$$

de donde se deduce, tras sustituir la primera línea de la ecuación 2.2.6 en la ecuación 2.2.4,

$$\text{Var}(Z^* - Z) = \sum_i \lambda_i \gamma(x_i - x) + \mu.$$

El kriging ordinario es la formulación más común del método de krigeado. (Samper y Carrera, 1990).

2.3 Filtro de Kalman

El filtrado se refiere a la estimación de un vector estado en un tiempo actual, basándose en mediciones pasadas. Los filtros recursivos son aquéllos que no necesitan almacenar mediciones pasadas con el propósito de calcular estimados presentes. El filtro de Kalman es un filtro recursivo que obtiene estimaciones lineales no sesgadas y con varianza mínima para el estado de un sistema utilizando datos con ruido. Está dado por un conjunto de ecuaciones matemáticas que proveen una solución recursiva eficiente del método de mínimos cuadrados.

En el filtrado de Kalman se definen tres modelos, al conjunto de los cuales se le suele llamar modelo del proceso, y dos fases que constituyen el filtrado de Kalman propiamente dicho:

Modelo del sistema. Describe la evolución en el tiempo de la cantidad que se desea estimar, expresada mediante un vector de estado C_n . La transición entre estados $C_n \rightarrow C_{n+1}$ se caracteriza por la matriz de transición ϕ_n y la adición de un ruido blanco gaussiano w_n con matriz de covarianza Q_n .

$$C_{n+1} = \phi_n C_n + w_n, \quad w_n \sim N(0, Q_n).$$

Modelo del sensor o de medición. Relaciona el vector de medida z_n con el estado del sistema C_n a través de la matriz de medición H_n y la adición de un ruido blanco gaussiano v_n con matriz de covarianza R_n .

$$z_n = H_n C_n + v_n, \quad v_n \sim N(0, R_n).$$

Modelo a priori. Describe el conocimiento previo sobre el vector de estado en el instante inicial C^0 en cuanto a valor esperado y matriz de covarianza P^0 . Se suponen no correlacionados los ruidos correspondientes al proceso y al sensor.

$$E[C^0] = \hat{C}^0, \quad P^0 = E\left\{ (C^0 - \hat{C}^0)(C^0 - \hat{C}^0)^T \right\}$$

$$E[w_k v_j^T] = 0 \text{ para todo } j, k.$$

Fase de propagación. En esta fase, se predice cuál va a ser el nuevo valor de la cantidad que se desea estimar utilizando el modelo del sistema. Para ello, la estimación del estado anterior $\hat{C}_n^n$ y su matriz de covarianza P_n^n son extrapoladas para formar el vector de estado predicho $\hat{C}_{n+1}^n$ y su matriz de covarianza P_{n+1}^n . Donde

$$\hat{C}_n^k = E\{C_n | z_1, \dots, z_k\} \quad \text{y} \quad P_n^k = E\{(C_n - \hat{C}_n^k)(C_n - \hat{C}_n^k)^T\},$$

$$\hat{C}_{n+1}^n = \phi_n \hat{C}_n^n,$$

$$P_{n+1}^n = \phi_n P_n^n \phi_n^T + Q_n.$$

Fase de actualización. En esta fase se calcula el nuevo vector de estado $\hat{C}_{n+1}^{n+1}$ y su matriz de covarianza P_{n+1}^{n+1} . Para ello se utiliza la covarianza predicha para calcular la ganancia de Kalman K_{n+1} , escalando ésta por el valor del residuo de medición $z_{n+1} - H_{n+1} \hat{C}_{n+1}^n$, o sea por la estimación del error cometido en la predicción, y sumándose al vector de estado predicho $\hat{C}_{n+1}^n$ se calcula el nuevo vector de estado $\hat{C}_{n+1}^{n+1}$.

$$\hat{C}_{n+1}^{n+1} = \hat{C}_{n+1}^n + K_{n+1} (z_{n+1} - H_{n+1} \hat{C}_{n+1}^n),$$

$$P_{n+1}^{n+1} = (I - K_{n+1} H_{n+1}) P_{n+1}^n,$$

$$K_{n+1} = P_{n+1}^n H_{n+1}^T (H_{n+1} P_{n+1}^n H_{n+1}^T + R_{n+1})^{-1}.$$

En este trabajo se utilizan únicamente el modelo de medición y el modelo a priori del filtro de Kalman. Esto se debe a que no se utilizará un modelo para describir la dinámica de los parámetros que se estimarán.

3. MÉTODOS PARA EL DISEÑO ÓPTIMO DE REDES DE MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA

A continuación se hace un resumen del estado del arte en el diseño de redes de monitoreo de la calidad del agua subterránea. La información se tomó del reporte de la Asociación Americana de Ingenieros Civiles (ASCE, 2003).

El diseño del monitoreo óptimo del agua subterránea a largo plazo se puede efectuar usando una variedad de aproximaciones. La pertinencia y méritos relativos para el uso de las aproximaciones y técnicas generales dependen de muchos factores, entre los que se pueden citar: (1) la escala del programa de monitoreo (local, intermedio ó regional), (2) el objetivo del programa de monitoreo (ambiental, detección, o monitoreo remedial), (3) el tipo de los datos (estratigrafía sub-superficial, niveles de agua y química del agua subterránea), (4) la naturaleza del proceso contaminante (por ejemplo, el transporte y destino de químicos en los vados y zonas saturadas), (5) el estado estacionario vs. la naturaleza transitoria de las propiedades cualitativas del agua subterránea, y (6) las metas cambiantes de un programa de monitoreo a largo plazo. Las consideraciones institucionales, legales y otras específicas del sitio podrían también formar parte de los requerimientos del monitoreo a largo plazo.

Se han desarrollado muchos métodos para identificar los planes de monitoreo adecuados. La mayoría de los primeros trabajos en el diseño del monitoreo se enfocaron en métodos para situar nuevos pozos de monitoreo. Recientemente, se han desarrollado métodos para identificar planes de muestreo que minimizan la redundancia espacial y temporal en redes de monitoreo existentes.

Los métodos resumidos en este capítulo se encuentran organizados de acuerdo con el tipo de herramientas, el nivel de complejidad y el objetivo del monitoreo. Una consideración primaria para seleccionar un método apropiado para optimizar un diseño de monitoreo a largo plazo es la calidad y cantidad de los datos pertinentes. La tabla 3.1 resume los métodos presentados en este capítulo por el nivel de complejidad involucrado y los datos requeridos.

Otra consideración importante para seleccionar un método de optimización es el objetivo del programa de monitoreo.

Tabla 3.1 Métodos de optimización del monitoreo a largo plazo por el nivel de complejidad (tomada de ASCE, 2003).

Método	Cantidad de datos e información		
	Pocos	Intermedios	Muchos
3.1. Métodos basados en reglas			
3.1.1. Método hidrogeológico	X		
3.1.2. Métodos de tendencia basados en reglas	X	X	
3.2. Métodos estadísticos			
3.2.1. Comparaciones estadísticas	X	X	X
3.2.2. Detección de la tendencia	X	X	
3.2.3. Métodos geoestadísticos		X	X
3.2.4. Método hidrogeológico-geoestadístico		X	X
3.3. Métodos probabilísticos			
3.3.1. Métodos del filtro de Kalman			X
3.3.2. Métodos de simulación probabilística		X	X
3.3.3. Método jerárquico		X	
3.4. Métodos de optimización matemática		X	X

3.1 Punto de vista basado en reglas para identificar planes de monitoreo a largo plazo

3.1.1 Método hidrogeológico

Este punto de vista se usa comúnmente para programas de monitoreo de agua subterránea a largo plazo, especialmente en el monitoreo de detección y de cumplimiento. Se basa en información hidrogeológica cuantitativa y cualitativa. En este punto de vista el programa de monitoreo se determina con base en los cálculos y juicio del hidrogeólogo sin el uso de técnicas estadísticas y/o probabilísticas avanzadas. Específicamente, los sitios y tiempos de monitoreo son determinados por las condiciones hidrogeológicas cerca de la fuente de contaminación.

Por ejemplo, los documentos publicados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 1986) exigen como mínimo tres pozos de monitoreo de agua subterránea

localizados aguas abajo de la fuente contaminante y un pozo localizado aguas arriba. Estos documentos especifican que los pozos aguas arriba deben (1) estar localizados más allá de la extensión aguas arriba de la contaminación potencial de un sitio de desperdicios para poder obtener muestras de agua subterránea representativas de la calidad del agua de fondo, (2) estar localizados lo suficientemente cerca del sitio de desperdicios y estar ranurados en los mismos horizontes estratigráficos de los pozos aguas abajo para poder comparar los datos de calidad del agua de fondo, y (3) ser un número suficiente para asegurar la heterogeneidad de la calidad del agua de fondo. Los pozos de monitoreo aguas abajo deben considerar: (1) la distancia a la fuente contaminante y la dirección del flujo de agua subterránea, (2) la posibilidad de interceptar plumas de contaminantes potenciales, y (3) las características físicas y químicas de la fuente contaminante y las condiciones geológicas que gobiernan el movimiento y la distribución del contaminante en el acuífero. En la práctica, la frecuencia de muestreo varía de diaria a anual dependiendo del peligro de exposición asociado a una fuente contaminante. El peligro de exposición toma en cuenta la toxicidad de los contaminantes, la velocidad de la migración del agua subterránea y de la dispersión del contaminante, y la proximidad de acuíferos usados para consumo humano y medio ambientes sensibles. La frecuencia de muestreo podría cambiar con el tiempo conforme aumente la amenaza de algún contaminante.

El punto de vista hidrogeológico es más apropiado para estudios de sitios específicos donde existe una fuente potencial de contaminación bien delimitada. Las características geológicas, forma y orientación de la fuente contaminante, y los patrones de flujo local y regional del agua subterránea en el sitio determinan la distribución horizontal y vertical de los sitios de muestreo. Con frecuencia este punto de vista se utiliza para detectar la contaminación en cuanto migra fuera de los límites de un relleno sanitario.

El punto de vista hidrogeológico puede también apoyarse en simulaciones analíticas o numéricas del flujo de agua subterránea y transporte de contaminantes para estimar la geometría de la pluma, definir zonas probables de impacto, y llevar a cabo pruebas *a priori* de la efectividad en la detección de las redes de muestreo del agua subterránea (Buller *et al.*, 1984; Hudak y Loáiciga, 1993; Hudak *et al.*, 1995).

3.1.2 Métodos de tendencia basados en reglas

Otra clase de método de monitoreo combina experiencia y juicio profesional con métodos estadísticos en un árbol de decisión estructurado (o decisión lógica) con el propósito de desarrollar programas de muestreo a largo plazo en pozos existentes. Estos métodos de tendencia basados en reglas siguen un conjunto de pasos de decisiones lógicas (árbol de decisión) que lleva a decisiones específicas como dónde y cuándo monitorear el agua subterránea. Un árbol de decisión es una forma conveniente de organizar un conjunto secuencial de decisiones de problemas con los que interviene incertidumbre, un número de puntos de decisión y escenarios alternos. Un ejemplo de tal método es la técnica de muestreo de costo efectivo (CES) (Ridley y MacQueen, 1995; Johnson *et al.*, 1996). La técnica CES produce un calendario de muestreo de frecuencia mínima para un sitio dado de monitoreo de agua subterránea que provee la información necesaria para toma de decisiones regulatorias y de saneamiento. La determinación de la frecuencia de muestreo para un pozo dado se basa en la tendencia, variabilidad y estadísticas de magnitud que describen los contaminantes en ese punto.

3.2 Métodos estadísticos

3.2.1 Comparaciones estadísticas

Estos métodos son usados para realizar inferencias estadísticas relacionadas con (1) comparaciones de pozo de fondo y pozo de cumplimiento, (2) comparación de los datos de pozos de cumplimiento con un estándar de calidad del agua, y (3) comparaciones en un mismo pozo. Este tipo de comparaciones son comunes en monitoreo de detección, cumplimiento y saneamiento (Davis, 1994; Davis y Nichols, 1994a, b). La figura 3.1 ilustra un diagrama de flujo que ayuda en la selección de un método de comparaciones estadísticas cuando se tienen concentraciones de contaminantes altas causadas por actividades antropogénicas.

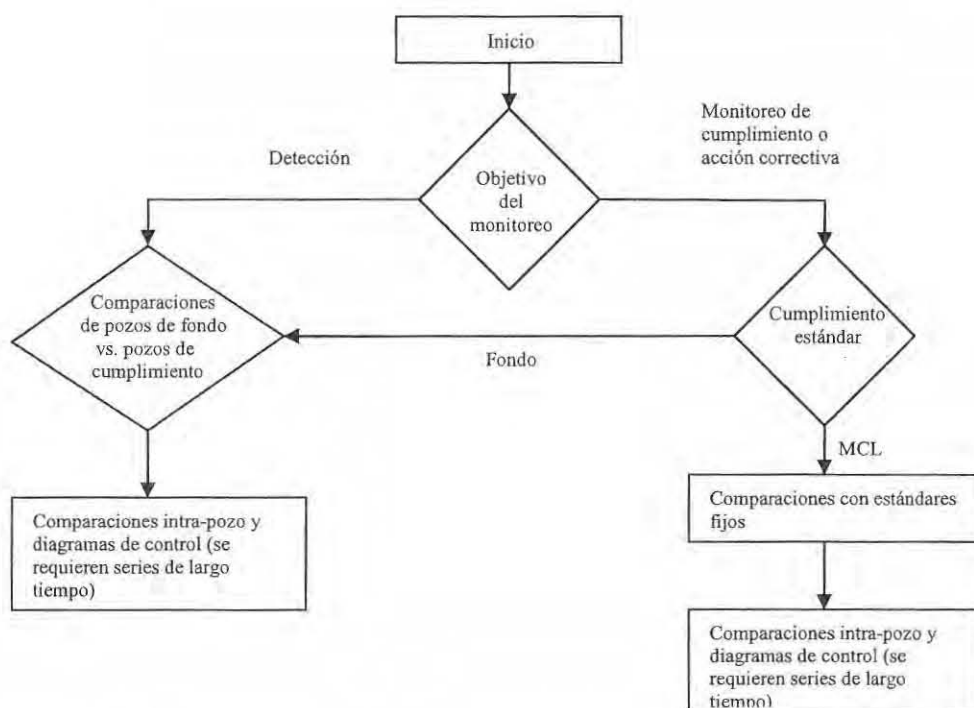


Figura 3.1. Diagrama de flujo para seleccionar un método de comparación estadística (el MCL, nivel de contaminante máximo, puede ser remplazado por algún otro nivel de contaminante alternativo, ACL) (tomado de ASCE, 2003).

Comparaciones de pozo de fondo y pozo de cumplimiento

Los datos de pozos de detección, cumplimiento y acciones de saneamiento deben, en una variedad de situaciones, ser comparados con los datos del llamado pozo de fondo. Un pozo de fondo es representativo de las características naturales de la calidad del agua subterránea, es decir, sin influencia de la actividad humana. Los métodos de comparación de pozos de fondo y de cumplimiento se clasifican de la siguiente manera (USEPA, 1989): (1) procedimientos de análisis de la varianza (ANOVA) y (2) comparaciones del intervalo de predicción y tolerancia.

(1) *Procedimientos ANOVA*. Son usados para comparar muchas poblaciones, típicamente en términos de sus medias.

(2) *Intervalos de predicción y tolerancia*. Se construye un intervalo de tolerancia a partir de los datos en los pozos de fondo. Los datos de los pozos que no son de fondo son comparados con el intervalo de tolerancia. Si éstos no caen dentro del intervalo de tolerancia, se concluye que existe contaminación en los pozos que no son de fondo.

Comparaciones con los estándares fijos

Son usados para probar si las concentraciones de agua subterránea se encuentran por debajo o encima de un límite máximo de concentración (MCL) o un nivel de concentración alternativo (ACL). Los procedimientos para llevar a cabo estas comparaciones se pueden clasificar en paramétricos y no paramétricos.

Comparaciones de datos en un pozo fijo

En este caso, las concentraciones de los constituyentes seleccionados son monitoreadas en el tiempo en un solo pozo que no esté contaminado. Estas comparaciones se realizan de manera efectiva con un diagrama de control Shewart-CUSSUM para cada pozo y constituyente. Los datos para un constituyente son graficados contra el tiempo y se inspeccionan las tendencias y los cambios en la concentración. El método del diagrama de control es recomendable únicamente para pozos que no estén contaminados, con al menos ocho mediciones de concentración independientes durante un período de un año.

3.2.2 Detección de la tendencia

Naber *et al.* (1997) desarrollaron un protocolo estadístico para calcular las tendencias locales y globales en los niveles de los contaminantes dentro de una pluma contaminante usando tanto métodos paramétricos como no paramétricos. En este protocolo se examinan las tendencias temporales en tres niveles: sobre todas las tendencias temporales para toda la zona de estudio, tendencias temporales para regiones locales y tendencias temporales individuales para sitios particulares. Las tendencias son examinadas usando métodos paramétricos y no paramétricos después de transformar los datos de concentración tomando sus logaritmos.

Las fluctuaciones temporales que pueden obstruir el análisis de las tendencias a largo plazo se incluyen también. El protocolo incluye los siguientes cinco pasos:

- (1) Examinación gráfica de los datos contaminantes de agua subterránea para determinar la distribución de la probabilidad y la presencia de fluctuaciones estacionales
- (2) División de la pluma en subregiones de interés
- (3) Cálculo de las tendencias globales
- (4) Cálculo de las tendencias dentro de las subregiones
- (5) Cálculo de las tendencias en sitios individuales de monitoreo

3.2.3 Métodos geoestadísticos

Métodos geoestadísticos basados en la varianza

Existen varios métodos para elegir la ubicación de los pozos de monitoreo basados en mediciones geoestadísticas o probabilísticas que identifican el siguiente sitio a elegir para un nuevo pozo de monitoreo o cuándo tomar la próxima muestra de un pozo existente. Una de las variantes más comunes de la aproximación geoestadística en la calidad del agua subterránea es el método de la reducción de la varianza (Rohuani, 1985), el cual busca el número y la ubicación de los sitios de muestreo que minimizan la varianza del error de la estimación de la concentración de un contaminante en uno o más sitios. La búsqueda de una red de sitios para el muestreo de agua subterránea inicia con un número de pozos de muestreo existentes al cual se le van a agregar, uno a la vez, pozos que se encuentren en sitios potenciales. Cada sitio de muestreo adicionado a la red es aquél que produzca la mayor reducción en la variancia del error de estimación dados los pozos de muestreo existentes. Se siguen agregando sitios de muestreo hasta que ya no se tengan reducciones significativas en la varianza o cuando las ganancias marginales en la precisión estadística son excedidas por algún criterio de competencia, como pueden ser razones presupuestarias. Si originalmente no existen pozos, se debe elegir un conjunto de sitios de muestreo potenciales basándose en consideraciones hidrogeológicas o algo apropiado.

Muchos investigadores minimizan una función global de la varianza de los errores de la estimación para tomarla como base para seleccionar sitios de monitoreo (ASCE, 1990a, b). Específicamente, ellos han buscado el mejor patrón (cuadrado o triangular) y la mejor densidad (número de sitios de muestreo por unidad de área del acuífero) que minimice un criterio de representación global, como el promedio o la varianza máxima de la estimación de un contaminante sub-superficial en una región (Olea, 1984). Este método global se ajusta mejor en la selección de los sitios preliminares para pozos de monitoreo de agua subterránea.

Una variante de la búsqueda geoestadística para el diseño de redes fue introducida por Rohuani y Hall (1988). Fue usada para identificar los sitios de monitoreo con alta incertidumbre y altas concentraciones de contaminante. Los sitios de muestreo se eligen secuencialmente en esta variante: el sitio adicional que se elige debe representar un área con alta incertidumbre y alta concentración. Este método también puede usarse con redes de pozos existentes.

Métodos geoestadísticos basados en la concentración

Los métodos geoestadísticos basados en la varianza consideran solamente la estructura de covarianza espacial de la red de monitoreo pero no consideran concentraciones de constituyentes que están siendo medidos. Cameron y Hunter (2000) desarrollaron varios métodos basados en geoestadística para reducir la redundancia temporal y espacial. El algoritmo temporal consiste en construir un variograma compuesto temporal que combina datos de series de tiempo de muchos pozos y usa el variograma para identificar frecuencias de muestreo apropiadas. El intervalo de tiempo más pequeño es identificado en donde aproximadamente se alcanza la cima del variograma, lo que representa el intervalo mínimo de muestreo que provee en esencia datos temporales no correlacionados. Las frecuencias de muestreo son entonces ajustadas para asegurar que los lags de tiempo entre los eventos de muestreo no caigan dentro del intervalo mínimo. El algoritmo espacial usa el kriging para identificar pozos redundantes que no necesitan ser muestreados. Usando kriging se genera un mapa inicial con todas las posibles ubicaciones de pozos. Se asignan pesos numéricos a cada ubicación de pozo para medir su importancia relativa en el mapa inicial; los pesos se obtienen del kriging y son llamados pesos globales de kriging. Se eliminan los pozos con los menores pesos y se vuelve a generar el mapa. Se calcula la varianza del nuevo mapa y se compara con la varianza inicial para ver si se ha incrementado sustancialmente la incertidumbre espacial. Si no, entonces se quitan más pozos y así sucesivamente.

3.2.4 Método híbrido de geoestadística-hidrogeológica

Este método es un híbrido que combina geoestadística, geoquímica, hidrogeología y conocimiento regulatorio para determinar si se debe o no continuar muestreando un pozo que forma parte de una red de monitoreo (Tuckfield *et al.*, 2001). El objetivo de este método es evaluar el potencial para reducir (1) el número de pozos dentro de la red seleccionada, (2) el número de análisis químicos requeridos por muestra de agua subterránea, y (3) la frecuencia de muestreo por pozo dentro de la red existente sin comprometer la habilidad para estimar de manera precisa la extensión y dirección de una pluma y la eficacia de la remediación. La aproximación de Tuckfield *et al.* (2001) se implementa en dos fases.

La primera fase - relevancia, confianza y determinación regulatoria - consiste de evaluaciones geoquímicas y geohidrológicas de pozos dentro de zonas de interés del acuífero para averiguar

su relevancia, representatividad, confianza e importancia regulatoria. Esta fase se basa en los mismos principios usados en la aproximación hidrogeológica.

La primera fase identifica los pozos que son candidatos para ser eliminados de un calendario de monitoreo existente. Los efectos de tener un menor número de datos causados por la eliminación de pozos son evaluados en la segunda fase – evaluación de la redundancia – usando un análisis geoestadístico. Esta segunda fase permite la comparación de la estimación espacial de las concentraciones de un contaminante usando todos los pozos de monitoreo contra aquellas usando solo un subconjunto de todos los pozos. Si los pozos del subconjunto producen una pluma equivalente a la que producen todos los pozos, entonces se clasifica como redundantes a los pozos que no se encuentran dentro del subconjunto y son elegibles para ser borrados de la red de monitoreo. Además de obtener la redundancia de los pozos, en la segunda fase se evalúan las tendencias históricas de concentraciones de contaminantes para determinar los análisis específicos que deben seguir siendo muestreados en los pozos que quedan en la red de monitoreo.

3.3 Métodos probabilísticos

Los métodos descritos en las secciones previas utilizan únicamente los datos históricos y el juicio profesional para optimizar los planos de monitoreo. En algunos casos, sería deseable predecir las condiciones en el sitio para identificar los planos de monitoreo que probablemente servirán para alcanzar objetivos futuros. Debido a la incertidumbre sustancial al estimar condiciones futuras, estos métodos típicamente usan aproximaciones probabilísticas para identificar los diseños con la más grande confianza en la predicción.

3.3.1 Métodos de Filtro de Kalman

Una clase de aproximaciones probabilísticas usa filtros de Kalman para identificar pozos de monitoreo o sitios de muestreo. Herrera (1998) ha desarrollado una aproximación geoestadística que combina un flujo estocástico y un modelo de transporte con un filtro de Kalman. El modelo de flujo y transporte se usa para calcular una estimación de la concentración del contaminante en el tiempo y en el espacio y su matriz de covarianza vía simulación estocástica. Después, se usa un filtro de Kalman para predecir la incertidumbre que la estimación de la concentración tendría

si los datos de concentración de las muestras tomadas en un conjunto de sitios en diferentes tiempos fueran usados para actualizar la estimación precedente. Esto es similar a usar un método de kriging espacio-tiempo para predecir la incertidumbre de un estimado, pero en este caso, en lugar de usar un semivariograma espacio-tiempo obtenido de un análisis de los datos de concentración, el semivariograma es remplazado por una matriz de covarianza espacio-tiempo, calculada de un modelo de transporte vía simulación estocástica. Se usa una función de la incertidumbre de la estimación predecida como criterio para elegir posiciones de muestreo y tiempos para el muestreo de la red. Una aplicación de este método se puede consultar en Herrera *et al.* (2000).

3.3.2 Simulación probabilística

Otras aproximaciones probabilísticas usan simulación numérica para identificar la localización de los pozos de monitoreo que más probablemente detectarán las plumas contaminantes conforme se mueven gradiente abajo con el tiempo. Massman y Freeze (1987) presentaron una guía para el diseño de redes de monitoreo que usa simulación condicional para calcular la probabilidad de la detección de contaminantes. En la simulación condicional, las propiedades inciertas del acuífero, como la conductividad hidráulica, son generadas sintéticamente.

3.3.3 Método jerárquico

El monitoreo jerárquico provee otra opción entre los métodos probabilísticos para el monitoreo de la calidad del agua subterránea a largo plazo. El método, por su estructura secuencial, es una mezcla del análisis y la optimización probabilística. Por ejemplo, Scheibe y Lettenmaier (1989) consideraron tres niveles en el problema de decisión del monitoreo: (1) reconocimiento geográfico e hidrogeológico, y del contaminante; (2) estimación de la probabilidad de la contaminación de pozos abastecedores de agua y (3) selección de los sitios de muestreo. Su objetivo fue minimizar el riesgo de exposición agregada en centros de población con consumo de agua subterránea.

3.4 Métodos de optimización matemática

Los métodos de optimización matemática son algoritmos numéricos de búsqueda que pueden usarse para obtener automáticamente diseños de monitoreo óptimo que satisfagan los objetivos y las limitaciones del monitoreo especificadas por el usuario. Estos métodos son más apropiados para usarse cuando el número de diseños posibles hace que la búsqueda manual sea un trabajo engorroso, como en los sitios con las siguientes características: (1) numerosos pozos de monitoreo existentes o potenciales, (2) numerosos constituyentes que necesitan ser considerados en el diseño del muestreo ó (3) diferentes tipos de muestras con niveles variables de precisión y costo.

Uno de los métodos de optimización que más se han utilizado en este tipo de problemas es la programación entera (Meyer y Brill, 1988; Loáiciga, 1989; Hudak y Loáiciga, 1993; Wagner, 1995; Storck *et al.*, 1997; Mahar y Datta, 1997). Más recientemente se han utilizado con buenos resultados métodos como “recocido simulado” (Dougherty y Marryott, 1991; Marryott *et al.*, 1993; Rizzo y Dougherty, 1996; Metropolis *et al.*, 1953) y algoritmos genéticos (Wagner, 1995; Reed *et al.*, 2000, 2001a, b; Holland, 1975; Goldberg, 1989).

3.5 Método utilizado en este trabajo

En el presente trabajo se utilizó una combinación de métodos geoestadísticos mediante los cuales se obtuvo la matriz de covarianza para los parámetros de variables aleatorias estacionarias de segundo orden que fueron utilizados en la selección de la red de monitoreo, un filtro de Kalman para un sistema no dinámico que seleccionó los puntos de muestreo basándose en la reducción de la varianza, y un método de optimización heurístico.

4. INFORMACIÓN GENERAL DEL ÁREA DE ESTUDIO

En este capítulo se resume información del área de estudio tomada de los estudios de la compañía Geofísica de Exploraciones Guysa (CEASG, 1998) y del IMTA (2003) que se consideró relevante para tener un entendimiento de la problemática de calidad del agua en la zona de estudio.

4.1 Características físicas e hidrológicas

4.1.1 Clima

De acuerdo con la clasificación de Köppen (Köppen, 1948) en el área de estudio se identifican varios climas que van desde semicálido-subhúmedo hasta semiseco-semicálido (ver figura 4.1.1).

El más común es el semicálido-subhúmedo con lluvias en verano (modificado por M. en C. Enriqueta García de Miranda) (García, 1983). Los rangos de precipitación van de los 450 a 850 mm anuales, teniendo así una precipitación media de 630 mm anuales, esta área tiene la característica de que presenta pequeñas cantidades de lluvia en invierno. La temperatura media del área es de 19°C, la temperatura en las partes altas es de 16°C a 18°C, en las partes bajas es de 29°C, la evaporación media anual es de 1935 mm.

4.1.2 Fisiografía

La zona de estudio está formada por dos provincias fisiográficas, la mayor parte del área pertenece a la provincia del eje neovolcánico y una pequeña parte a la provincia Mesa Central (www.inegi.gob.mx).

Provincia del Eje Neovolcánico

Esta provincia cubre la mayor parte de la superficie del acuífero Irapuato-Valle, aproximadamente el 95%, y colinda al norte con la provincia Mesa Central, la cual cubre el resto de la superficie de la zona de estudio. Dos de las cinco subprovincias que la conforman quedan representadas en la zona de estudio: Bajío Guanajuatense, y las Sierras y Bajíos Michoacanos (ver figura 4.1.2).

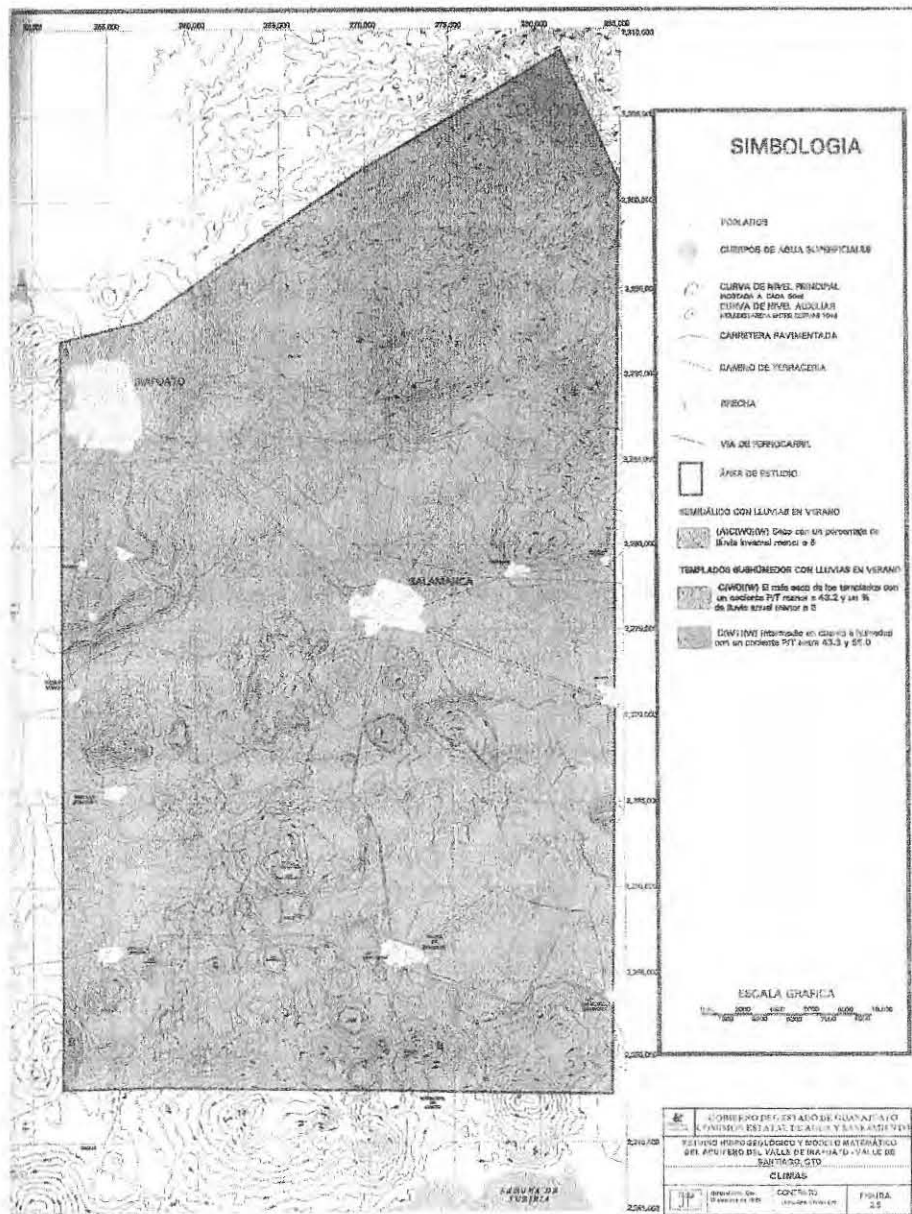


Figura 4.1.1 Climas de acuerdo a la clasificación de Köppen en el área de estudio (tomado de CEASG, 1998).

La subprovincia del Bajío Guanajuatense se caracteriza por sierras de laderas tendidas, lomeríos aislados y comprende parte de los municipios de Irapuato, Pueblo Nuevo, Salamanca, Valle de Santiago y Villagrán. Las elevaciones presentes en esta subprovincia van desde los 1720 msnm hasta 2830 msnm (Cerro de Culiacán, ubicado al sureste de la zona de estudio). Los sistemas de topoformas que se encuentran en esta subprovincia son: llanuras de aluviones profundos, llanuras

con tepetate, sierras de cumbres escarpadas, sierras de laderas tendidas, mesetas con lomeríos y lomeríos aislados. El origen de los suelos de esta área es de dos tipos: derivados de aluviones y los desarrollados a partir de la roca o material que los sustenta, como los vertisoles pélicos, castañozems y feozems.

La subprovincia Sierras y Bajíos Michoacanos ocupa el segundo lugar dentro de la provincia, y forma parte de los municipios de Cortazar, Jaral del Progreso y Valle de Santiago. La subprovincia se caracteriza por tener sierras con cráteres y llanuras de bajíos; una gran sierra asociada con lomeríos y llanos que se extiende al suroeste del Valle de Santiago y un pequeño conjunto de cráteres. Sobre este paisaje los suelos que dominan son de tipo vertisol asociados a litosol, feozem háplico, luvisol vértico y férrico, y gleysol mólico.

Provincia de la Mesa Central

La provincia de la Mesa Central comprende la porción norte del estado y está limitada al sur por el Eje Neovolcánico y al oriente por la Sierra Madre Oriental. Está representada en la zona por la subprovincia Llanuras y Sierras del Norte de Guanajuato, con una superficie aproximada del 5% dentro del acuífero, esta porción se caracteriza por tener sierras altas con mesetas laterales, vinculadas por la Sierra Madre (ver figura 4.1.2).

La subprovincia de las Llanuras y Sierras del Norte de Guanajuato cubre parte de los municipios de Irapuato, Salamanca, Santa Cruz de Juventino Rosas, Dolores Hidalgo y Guanajuato, las elevaciones varían entre los 2000 y 2500 msnm. Además tiene una gran complejidad en su panorama fisiográfico, en el que concurren sistemas tan distintos entre sí como sierras, mesetas, lomeríos, valles y llanuras.

En términos generales, las llanuras y las mesetas de erosión quedan prácticamente al centro de la subprovincia, representan alrededor de un tercio de su área guanajuatense, y se encuentran casi totalmente rodeadas por sierras, sierritas, mesetas lávicas y lomeríos asociados. Al complejo paisaje de la subprovincia subyace una litología igualmente complicada, constituida por varios tipos de roca volcánica con altos contenidos de sílice, basalto y rocas ígneas ácidas asociadas con aluviones antiguos.

Se encuentran una gran variedad de suelos, entre los que dominan los feozems. Se presentan también litosoles y en menor proporción luvisoles, regosoles, rendzinas, planosoles, vertisoles, y en las llanuras de disección, castañozems y xerosoles.

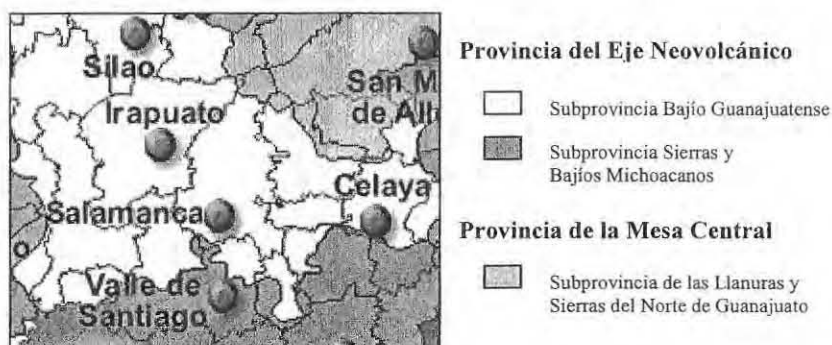


Figura 4.1.2 Provincias fisiográficas de la zona Irapuato-Valle.

4.1.3 Geología

En la zona de estudio existen afloramientos de todo tipo de rocas: ígneas, sedimentarias y metamórficas; sus edades varían desde el mesozoico hasta el reciente. Las rocas más antiguas en la entidad, corresponden a las metamórficas del triásico-jurásico, sedimentarias del cretácico y las que constituyen la mayoría de las rocas del estado, ígneas extrusivas del cenozoico (Terciario y Cuaternario). Las estructuras en estas últimas son aparatos volcánicos, coladas de lava, fallas regionales, fracturas y vetas de diferentes dimensiones.

El acuífero Irapuato-Valle se aloja en un gran valle producido por una fosa tectónica, en donde se depositaron diversos materiales ígneos y sedimentarios, producto de los eventos geológicos que han afectado a la zona central de México desde el Mesozoico hasta el presente.

Los controles estructurales y la distribución de las unidades geológicas, son gobernados por la actividad tectónica de la Placa del Pacífico, en colisión con la Placa de Norteamérica.

En la región se han presentado dos estilos de deformación diferentes, uno con esfuerzos tectónicos compresivos en el Mesozoico y otro con esfuerzos distensivos en el Cenozoico (CEASG, 1998).

El Mesozoico está representado por secuencias metamórficas, complejos intrusivos, depósitos vulcanosedimentarios marinos y secuencias sedimentarias marinas afectadas por plegamientos que en algunas porciones del territorio del estado fueron levantadas por procesos tectónicos del terciario.

En el Cenozoico la sobreposición de las unidades geológicas está íntimamente relacionada con los procesos orogénicos y el emplazamiento de los dos grandes arcos volcánicos que afectaron al centro del país.

Las unidades observadas en la superficie son principalmente productos volcánicos del Terciario y Cuaternario; sin embargo, en el subsuelo se considera que se encuentran secuencias de materiales diversos reportando edades desde el Mesozoico hasta el reciente (ver figura 4.1.3).

Como se explicó en la sección 4.1.2 la zona de estudio está formada por dos provincias fisiográficas, cada una de ellas tiene un origen particular y características geológicas distintivas. Los límites de la provincia del Eje Neovolcánico al norte, en su colindancia con la Mesa Central, se definen por el cambio de morfología de mesetas a vertientes montañosas. Se considera que se trata de una antigua sutura reabierto a fines del Cretácico que formó un sistema volcánico transversal a las sierras Madre Oriental y Occidental. Se caracteriza por la presencia de una gran cantidad de aparatos volcánicos diversos (conos, calderas y coladas) que en su mayoría han conservado intacta su estructura original. Existen también en esta provincia, gran cantidad de fracturas y fallas asociadas al vulcanismo Terciario y Cuaternario que han dado lugar a fosas largas y de alguna profundidad, y que han formado lagos como el de Yuriria. Además, se presentan rocas ígneas y sedimentarias del Terciario, así como los aluviones que han llenado valles y llanuras, originando los suelos de esas áreas los cuales provienen del Cuaternario.

Por su parte, en la provincia de la Mesa Central se han localizado las rocas más antiguas en el estado: rocas metamórficas del Triásico-Jurásico. Se localizan también rocas sedimentarias de los cretáceos y del Terciario y rocas ígneas del Terciario. El Cuaternario está representado por los aluviones que han originado las llanuras y valles existentes en la provincia y por rocas sedimentarias. En el aluvión se encuentran todos los depósitos originados a partir de la erosión e intemperismo de las rocas que afloran en las porciones altas de la región. Los aluviones se

encuentran localizados en las partes bajas de los valles, desde la región de Salamanca hasta Irapuato.

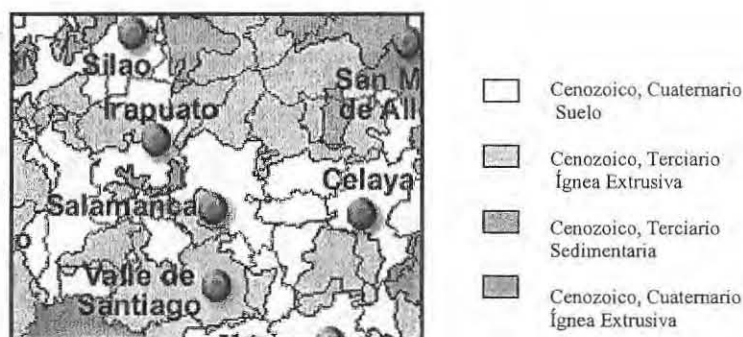


Figura 4.1.3 Geología de la zona Irapuato-Valle.

4.1.4 Lagos cráter

En el Valle de Santiago se encuentran siete conos volcánicos ubicados en la porción sur del estado de Guanajuato, muy cerca de su colindancia con el Estado de Michoacán. Los lugareños nombran a estos cráteres como “hoyas” o “joyas”. Las siete hoyas son, de norte a sur, Hoya Rincón de Parangueo, Hoya San Nicolás de Parangueo (también San Nicolás Parangueo o San Nicolás), Hoya Estrada, Hoya La Alberca, Hoya Blanca, Hoya Cíntora (Zíntora o La Cintura) y Hoya Álvarez. El fondo de al menos cuatro de estos cráteres fue suficientemente profundo para alcanzar el manto freático de la región, dando origen a lagos cráter (Maars); estos son: Rincón de Parangueo, San Nicolás de Parangueo, La Alberca y Cíntora (Escolero y Alcocer, 2004). La existencia de estos lagos tiene una consecuencia importante en la calidad del agua de la zona de estudio, como se verá en la sección 4.3.

4.1.5 Agricultura y vegetación

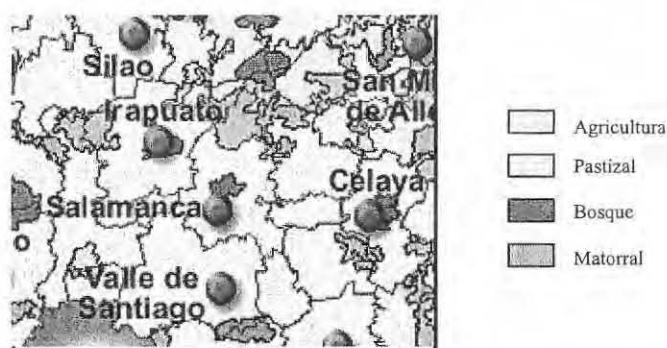
El amplio mosaico edáfico de la subprovincia de las Llanuras y Sierras del Norte de Guanajuato redunda en un patrón igualmente diverso de tipos de vegetación, cuya presencia se encuentra determinada por el clima, en este panorama se presentan tres tipos distintos de vegetación: bosque de encino, matorral espinoso submontano y subtropical, pastizal natural.

El paisaje de la subprovincia del Bajío Guanajuatense está compuesto principalmente por matorral espinoso submontano y subtropical, matorral sarcocrasicaule, mezquital-huizachal, pastizal natural, pastizal y vegetación halófila y gipsófila.

Las áreas propicias para el cultivo dan producciones de ajo, alfalfa, avena, chabacano, cebada, centeno, durazno, frijol, jitomate, garbanzo, linaza, maíz, manzana, remolacha, sorgo y trigo, entre otros.

La vegetación que predomina en la subprovincia Sierras y Bajíos Michoacanos es de bosque de encino, popal y tular, vegetación halófila y gipsófila y matorral espinoso submontano y subtropical, especie que se presenta en toda la superficie de esta región.

Más de la mitad del área de esta subprovincia está dedicada a la agricultura, tanto de riego como de temporal produciendo cultivos de frijol, garbanzo, girasol, lenteja, maíz, sorgo, aguacate, ajo, alfalfa, alpiste, avena, brócoli, cacahuete, calabacita, camote, cebada, centeno, col, chícharo, chile, fresa y soya. En la figura 4.1.4 se muestra la distribución de la vegetación.



4.1.4 Distribución de la vegetación en la zona Irapuato-Valle.

4.1.6 Hidrología superficial

La región hidrológica Lerma-Santiago es la más importante del estado de Guanajuato porque representa el 83% de su superficie, el 98% de su población y prácticamente el total de la industria existente.

La principal corriente dentro de esta entidad se conoce como Río Lerma, que fluye de oriente a poniente en la región sur. La región está dividida en varias cuencas de las cuales tres incluyen porciones en la zona de estudio: Río Lerma-Salamanca, Río Laja y Lago de Pátzcuaro-Cuitzeo-Yuriria (ver figura 4.1.5). De éstas, la que abarca la mayor porción del área de estudio es la del Río Lerma-Salamanca, seguida por la del Río Laja y la que abarca la menor porción es la de Lago de Pátzcuaro-Cuitzeo-Yuriria. La mayor parte del área de estudio está comprendida en las subcuencas Río Lerma, Arroyo Temascatío y Río Guanajuato, todas ellas de la Cuenca Río Lerma-Salamanca.

La cuenca Río Lerma-Salamanca drena una superficie correspondiente a la zona centro y sur del estado. Tiene su origen en la presa Solís en donde recibe las aguas de las subcuenca Presa Solís-Salamanca y forma la conocida Bifurcación del Lerma; comprende además los afluentes del centro de la entidad, Salamanca-Río Angulo, arroyo Temazcatío y Río Guanajuato-Silao. Dentro de esta subcuenca se localizan dos de los cuatro almacenamientos más importantes del estado que son: la presa la Purísima y la presa La Gavia. Además recibe las aguas del Río Turbio-Presa Palote, Río Turbio-Manuel Doblado, donde se originan el cauce del Río Turbio y finalmente Río Turbio-Corralejo. En esta área el Río Lerma recibe la corriente Arroyo Feo, que conduce aguas residuales de la zona urbana de la ciudad de Salamanca y aguas residuales industriales, que provienen del corredor industrial de esta localidad, así como de la refinería de PEMEX que se encuentra en la zona.

La cuenca Lago de Pátzcuaro-Cuitzeo-Yuriria se localiza en la parte sur del estado; recibe afluencias del lago de Pátzcuaro y de la laguna de Yuriria, los cuales están comunicados por medio de canales artificiales hasta desembocar en la corriente del Lerma.

La cuenca Río Laja comprende la porción oriental y central de la entidad, en él se depositan las aguas de la subcuenca Río Laja-Peñuelitas donde se origina el cauce del Río Laja que se conoce, al iniciar su recorrido, como Río del Nuevo Valle de Moreno y aguas abajo como Río de San Juan de los Llanos, hasta llegar a la estación de ferrocarril de Obregón, Gto; donde ya se le conoce como Río Laja. Además recibe aguas de los afluentes Río Laja-Celaya, Río Apaseo y Presa Ignacio Allende, esta obra hidráulica, después de la Presa Solís, es el embalse más importante en el estado. En esta zona la calidad del agua se ve alterada por las descargas

residuales de las poblaciones de Dolores Hidalgo y San Miguel de Allende que confluyen en la Presa Allende; posteriormente se unen a esta cuenca las aguas del Río Querétaro.

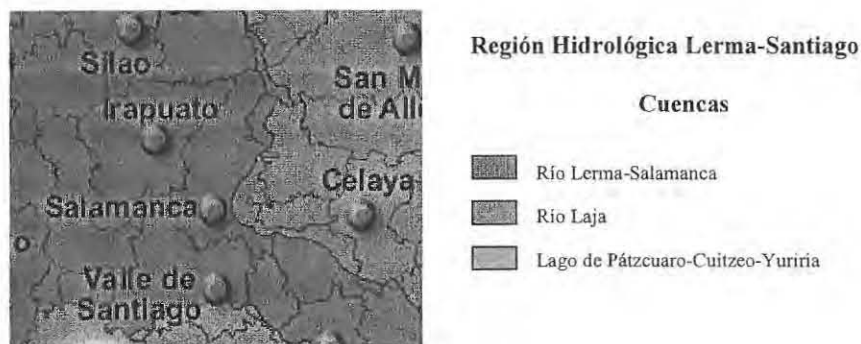


Figura 4.1.5 Cuencas hidrológicas de la zona Irapuato-Valle.

4.1.7 Usos del agua

El uso de agua superficial en la zona de estudio depende principalmente de las condiciones climatológicas, al existir periodos largos de estiaje los almacenamientos destinados a captar el agua operan muy por debajo de su capacidad real. De esta forma el abasto por este rubro es escaso.

En cuanto al uso del agua subterránea, predomina el uso agrícola. Con los datos de uso del agua para el sector agrícola y el sector industrial, y la capacidad instalada para dotar de agua a los habitantes de los municipios de Irapuato, Salamanca, Valle de Santiago, Pueblo Nuevo y Jaral del Progreso reportados para el año de 1997 por la empresa Guysa (CEASG, 1998) se puede hacer un cálculo aproximado del volumen de agua subterránea utilizada en la zona de estudio. Los sectores agrícola, industrial y potable utilizaron ese año aproximadamente 452 Mm³, 47 Mm³ y 59 Mm³, respectivamente, lo que en porcentajes se traduce en 81% de uso agrícola, 8% de uso industrial y 11% de uso potable.

4.2 Aguas Subterráneas

En la región Hidrológica Lerma-Santiago se ubica el Bajío Guanajuatense que presenta aparatos volcánicos de tipo basáltico y fosas tectónicas en las que se alojan lagos como el de Yuriria. Sus

condiciones geohidrológicas son buenas, explotándose acuíferos formados por piroclásticos basálticos y sedimentos terciarios de gran espesor que reciben recargas de los ríos Lerma, Laja y Turbio.

Las condiciones de explotación que prevalecen en las diversas zonas son variadas, presentándose algunas como León, Celaya, Silao e Irapuato, en donde los acuíferos se encuentran sometidos a una sobre explotación, que está minando gradualmente el almacenamiento subterráneo.

Según el diario oficial publicado el 31 de enero de 2003, el Acuífero Irapuato-Valle presenta un déficit de $-229 \text{ Mm}^3/\text{año}$, ya que su recarga media anual es de 522 Mm^3 y su descarga total es de 751 Mm^3 , que es la suma del volumen concesionado de 619 Mm^3 y la descarga natural comprometida de 132 Mm^3 , resultando el déficit mencionado.

Por otro lado, el balance hidráulico subterráneo reportado por la empresa Goe física de Exploraciones Guysa para 1997 (CEASG, 1998) indica que en el acuífero existía una sobre explotación del 32%, lo que generaba un abatimiento de los niveles estáticos de 1.47 m/año . Las áreas correspondientes a las ciudades de Salamanca e Irapuato son las que presentaban un mayor descenso en los niveles del agua subterránea.

En los municipios que se encuentran sobre el Acuífero de Irapuato-Valle, se tiene clasificados tres tipos de vedas:

A. Veda Rígida. Se recomienda no incrementar la explotación para ningún fin o uso por sobre explotación del acuífero. Comprende los municipios de Villagrán, Santa Cruz de Juventino Rosas y Salamanca.

B. Veda Intermedia. Zona donde se recomienda no incrementar la explotación con fines agrícolas, reservándose para satisfacer demandas futuras de agua potable en centros de población. Comprende al municipio de Irapuato.

C. Veda Elástica. Zona donde puede incrementarse la explotación de agua subterránea para cualquier uso, pero con un adecuado control. Abarca los municipios de Dolores Hidalgo, Abasolo, Valle de Santiago, Jaral del Progreso y Salamanca.

4.2.1 Usos del agua subterránea

Como se comentó en el capítulo 1, el agua que se utiliza en la zona de estudio es sobre todo agua subterránea, de la cual para 1997 aproximadamente el 81% era de uso agrícola, el 8% de uso industrial y 11% de uso potable. A continuación se describe con más detalle el uso que se le da al agua subterránea.

Uso agrícola

El sector agrícola extrajo durante 1997 un volumen de 452.43 millones de metros cúbicos mediante 1,220 captaciones activas. La profundidad total de los pozos variaba entre los 30 y 300 metros, el caudal instantáneo oscilaba entre los 2 lps y 66 lps, con un promedio de 24.2 lps (CEASG, 1998). Existían zonas muy locales donde los caudales eran mayores a los 40 lps con pozos que tenían una profundidad entre los 100 y 300 m, la primera de ellas es una franja que atraviesa en sentido Este-Oeste la parte central del valle, entre el poblado de El Xoconostle de Abajo y la ciudad de Irapuato, la segunda se ubica en la porción sureste del valle en la localidad de Jaral del Progreso con caudales del mismo orden pero con una profundidad total de pozo entre 50 y 150 m. El resto del valle presentó caudales promedio entre 20 y 30 lps con profundidad total de pozo entre 30 y 150 m.

La densidad de pozos agrícolas tenía variaciones de zona a zona, en las localidades de Charco de Pantoja y San Antonio de Mogotes, la densidad de pozos era la mayor del valle con un promedio de 6 captaciones por km^2 , mientras que en Noria de Mosqueda y Tomelopez, la densidad es de 3 a 4 pozos por km^2 . En la porción norte del valle la densidad era más abierta llegando a 1 ó 2 captaciones por km^2 .

El 12% de las captaciones no contaban con tubería de ademe en su diseño constructivo, por tal situación presentan problemas de operación en sus equipos de bombeo al sufrir desgaste el cuerpo de tazones. Esto sobre todo en los pozos que se localizaban en la zona de Noria de Mosqueda, Charco de Pantoja, San Antonio Mogotes, La Palizada y Cuatro de Altamira, los cuales presentaban un casquillo entre los primeros 6 y 10 m.

En julio de 1998 Guysa reportó que se localizaron 20 captaciones en etapa de perforación, proyectadas para uso agrícola en la zona, aunque CNA consideraba ya a la zona de estudio como zona de veda (CEASG, 1998).

El 80% de las captaciones activas de uso agrícola manejaban tecnologías de riego inadecuadas (riego rodado), esto ocasionaba mayor tiempo y volumen de extracción, evaporación de grandes volúmenes de agua y poca infiltración hacia el acuífero.

Uso Potable

Para 1997 en la zona de estudio se tenía una capacidad instalada de 1,865 lps para dotar de agua a más de 767,000 habitantes en los municipios de Irapuato, Salamanca, Valle de Santiago, Pueblo Nuevo y Jaral del Progreso (CEASG, 1998).

Existen tres organismos operadores de agua que administran la distribución del agua para las ciudades de Irapuato (JAPAMI), Salamanca (CMAPAS) y Valle de Santiago (SAPAM), algunas poblaciones y comunidades administran independientemente la distribución del agua.

En las ciudades de Salamanca e Irapuato el consumo de agua por habitante era del orden de 250 a 300 litros diarios, este volumen de agua es alto comparado con poblaciones menores de 2000 habitantes que consumen menos de 100 litros por habitante al día.

Según los datos del conteo de población y vivienda (INEGI, 1995), el 95.2% de la población del Valle de Irapuato-Santiago disponía de servicios de agua potable, esto indica que cerca de 39,000 habitantes carecían del vital líquido.

Uso Industrial

Otro sector que tiene presencia importante en el valle es el sector industrial. En especial en las ciudades de Salamanca e Irapuato, en las que se concentra la mayor parte de la industria. Los ramos que predominan son el petroquímico básico, agroquímico, de alimentos, de transformación y manufacturero.

En 1997 este sector ocupó el tercer sitio en cuanto a explotación de agua subterránea se refiere, con un volumen igual a 46.77 millones de metros cúbicos, mediante 75 captaciones activas. La

profundidad total de los pozos era de 350 m, pero aproximadamente el 21% superaba los 500 m de profundidad. El caudal instantáneo en promedio es de 28 lps, pero había captaciones que superaban los 40 lps, el tiempo de operación promedio es de 230 días al año (CEASG, 1998).

La Refinería Antonio M. Amor de Petróleos Mexicanos, constituye uno de los complejos más importantes en la zona, esta planta produce químicos básicos que se distribuyen en todo el Bajío. Como todo proceso industrial requiere de importantes volúmenes de agua para su operación, en 1997 esta empresa explotaba alrededor de 20.04 millones de metros cúbicos lo que equivale a un caudal instantáneo de 635 lps.

La planta contaba con un total de 49 captaciones, de las cuales 22 eran activas, 14 estaban fuera de operación y 13 se encontraban en proceso de rehabilitación. Cuenta con una planta de tratamiento de aguas residuales de la cual se desconoce la capacidad instalada.

Otra importante industria es la Central Termoeléctrica de Salamanca, empresa que se dedica a la generación de energía eléctrica en la región del Bajío, contaba con 30 pozos, de los cuales 28 estaban activos y 2 inactivos. Tiene planta de tratamiento de la que se desconoce la capacidad instalada.

El 10% del volumen de extracción de uso industrial restante se reparte en plantas industriales del sector de alimentos, agroquímico, químico y manufacturero, las cuales también impulsan el desarrollo productivo y económico de la zona (CEASG, 1998).

4.2.2 Unidades hidrogeológicas

El comportamiento hidrogeológico de las rocas ígneas extrusivas que afloran en las sierras depende de su estructura y grado de fracturamiento. Las rocas de estructura masiva, no fracturada, constituyen barreras al flujo de agua, tal es el comportamiento de las rocas expuestas en los macizos montañosos que ocupan el borde norte de la zona de estudio.

Las rocas fracturadas y de estructura vesicular de permeabilidad y capacidad de infiltración altas, favorecen el ingreso del agua al subsuelo. Los derrames basálticos que forman los aparatos volcánicos ubicados en la porción centro y sur de la zona de estudio, constituyen importantes

áreas de recarga. El agua infiltrada en ellas circula a través de poros y fracturas hacia el nivel regional de saturación.

La capacidad de infiltración de los materiales granulares expuestos en la superficie del valle, es función de su granulometría y grado de compactación. Los materiales de grano grueso depositados a lo largo y en las inmediaciones de los cauces propician la infiltración de los escurrimientos superficiales; menos favorables son los materiales de grano medio a fino, depositados en las amplias llanuras de inundación.

Bajo el nivel de saturación los derrames lávicos fracturados forman el acuífero intermedio, con permeabilidad alta e irregularmente distribuida, con capacidad de almacenamiento reducida, debido al confinamiento en la parte del valle.

Los piroclásticos y los depósitos lacustres contienen gran cantidad de agua, dada su alta porosidad, aunque con permeabilidad baja a causa del predominio de material de grano fino, se comportan como semiconfinantes de los acuíferos lávicos y/o acuíferos de baja transmisividad. Es similar el comportamiento del material aluvial de grano fino, pero el aluvión grueso, constituye acuíferos de alta permeabilidad y transmisividad variada.

De la poca información referente al marco geológico subterráneo se sabe que en el subsuelo se alternan materiales granulares y derrames lávicos. A partir de los cortes geológicos y datos geofísicos de la CFE, en los primeros 200 m predomina material fino, que constituye el acuífero de baja transmisividad captado por pozos agrícolas y municipales, debajo de los 200 m predominan derrames lávicos fracturados con intercalaciones de clásticos de grano grueso, conjunto que forma el acuífero captado por los pozos que abastecen a las instalaciones de PEMEX y CFE. Dada la profundidad a que se encuentra este acuífero no parece tener comunicación directa con la superficie, ya que se encuentra confinado por rellenos de gran espesor que probablemente se extienden bajo los macizos montañosos riolíticos, por lo que su recarga se restringe a la aportación que le ceden los rellenos sobreyacentes.

La relativa uniformidad que presenta la geología superficial sugiere un marco geológico subterráneo relativamente homogéneo.

Es probable que los materiales ígneos y sedimentarios formen una sola unidad acuífera muy heterogénea, cuya capacidad transmisora esté asociada principalmente con las rocas fracturadas, y cuya capacidad de almacenamiento le es conferida por el enorme volumen de materiales de alta porosidad.

La disposición espacial de las unidades litológicas agrupadas en los medios granular y fracturado, integran el sistema que controla el movimiento del agua subterránea en la zona de estudio. En esta región los medios granular y fracturado constituyen un sistema acuífero de tipo libre heterogéneo, en donde el movimiento del agua subterránea está en función del sistema de flujo, ya sea local o intermedio.

El material granular sobreyace a la roca volcánica fracturada, aunque en algunas ocasiones se encuentran intercalaciones de material fracturado y granular. Sin embargo, la información de la geología en el subsuelo, indica que por efecto de los desplazamientos verticales originados por fallas que limitan la fosa tectónica, el material granular está en contacto lateral con la roca volcánica fracturada.

Los depósitos forman capas horizontales y es difícil determinar su extensión, ya que pierden continuidad lateral. Los espesores son variables dependiendo de la localidad de que se trate pudiéndoseles encontrar alternados a profundidad, pero con diferente granulometría, intercalados e interdigitados con varias secuencias de derrames volcánicos de naturaleza basáltica.

El medio granular constituye un paquete que agrupa principalmente depósitos aluviales, suelos residuales y materiales vulcanosedimentarios del Terciario y Cuaternario, en un orden de los 750 metros de espesor.

Los depósitos vulcanoclásticos presentan los valores más altos de conductividad hidráulica, pero dentro de estos últimos, se presentan una serie de horizontes arcillosos dispuestos indistintamente desde la planicie, los cuales se han detectado en los cortes litológicos de los pozos, la conductividad hidráulica horizontal y vertical varían de 0.01 a 10 m/día.

El medio fracturado agrupa los productos volcánicos del Mioceno tardío — Plioceno — Pleistoceno — Holoceno: constituyen principalmente coladas de composición básica alterada,

fracturada (Andesita La Ordeña), intercalaciones de materiales piroclásticos; el comportamiento del flujo subterráneo en este medio está en relación de la anisotropía y heterogeneidad textural de los materiales que le conforman, el fracturamiento y las componentes que a este medio caracterizan originan que la conductividad hidráulica vertical, en algunas ocasiones sea igual o mayor que en el sentido horizontal, razón por la cual, algunos pozos que interceptan algunas de las unidades volcánicas, rinden caudales específicos altos. Los valores de conductividad hidráulica vertical varían de 0.5 a 15 m/día y horizontal de 6 a 18 m/día.

El espesor en conjunto de la secuencia volcánica es variable, pero estimado por métodos geofísicos y cortes litológicos de pozos, fluctúa entre 30, 350 o hasta 500 metros, el medio fracturado exhibe un comportamiento discontinuo, es posible que en las pseudostratificaciones de las tobas soldadas intercaladas en la secuencia volcánica, exista la posibilidad de un tercer tipo de porosidad con permeabilidad combinada intergranular y de fracturas.

La disposición espacial de las unidades litológicas agrupadas en los medios granular y fracturado, integran el sistema que controla el movimiento del agua subterránea en la zona de estudio.

En el medio granular se pudieron definir dos unidades hidrogeológicas: la unidad hidrogeológica 1 con un espesor promedio entre 6 a 40 m; la unidad hidrogeológica 2 de 30 a 350 m de espesor, los valores de conductividad hidráulica horizontal y vertical varían de 0.01 a 10 m/día interpretados de los ensayos de acuífero por el modelo de dos capas, la resistividad obtenida para los depósitos aluviales están en el rango de 2.8 a 10 ohms-m y los valores de conductividad eléctricas del agua registradas van de 400 a 700 pmohs/cm.

De esta discretización inicial, se definieron 5 unidades hidroestratigráficas incluyendo al basamento del acuífero:

Unidad hidroestratigráfica 1: de 0 a 150 m de espesor, compuesta por una intercalación de arenas gravas, tobas arcillosas; pequeñas coladas de basalto; areniscas y gravas.

Unidad hidroestratigráfica 2: de 150 a 250 m de espesor, conformada por arenas, gravas y tobas arcillosas.

Unidad hidroestratigráfica 3: de 150 a 200 m de espesor, compuesta principalmente por rocas ignimbríticas con algunas intercalaciones de arenas de grano grueso a medio.

Unidad hidroestratigráfica 4: mayor o igual a 250 m de espesor, compuesta por basaltos alterados; arenas de grano medio; arenas de grano grueso.

Unidad hidroestratigráfica 5: de espesor no diferenciable, esta unidad se ubica por debajo de los 900 m de profundidad.

La heterogeneidad textural de los materiales que conforman el medio fracturado: tipo de roca (coladas basálticas, tobas e ignimbritas), características del fracturamiento exhibido (rumbo, echado, frecuencia, espesor de aberturas etc.)

4.2.3 Dirección del flujo subterráneo y comportamiento piezométrico

Los principales indicadores del flujo son las cargas hidráulicas, la topografía y las zonas de recarga y descarga subterránea. Estos datos proporcionan una interpretación cualitativa de la dirección del flujo.

El agua se mueve de las zonas de mayor carga hidráulica a zonas de menor carga. Topográficamente los valles de Celaya y Salvatierra se encuentran 50 y 100 m respectivamente más elevados que el valle de Irapuato es por eso que la dirección preferencial del flujo en condiciones naturales es Noreste, Este, y Sureste hacia el acuífero de Irapuato-Valle. La principal zona de recarga se encuentra en la porción Sureste siguiendo la dirección del Río Lerma.

En la porción oeste y suroeste del valle se define la zona de descarga que define la salida de flujo subterráneo hacia el valle de Pénjamo-Abasolo.

El comportamiento general observado para septiembre y diciembre de 1979 (SARH, 1979) se consideraba más o menos uniforme para centro del valle con una elevación de 1700 msnm y en

la porción Sureste que es considerada como zona de recarga se presenta una elevación de la carga hidráulica de 1715 msnm (Ver figuras 4.2.1 y 4.2.2).

Para julio y diciembre de 1998 (CEASG, 1998), la piezometría muestra que en las porciones Sureste, Norte y Noreste los gradientes hidráulicos se encuentra a favor del valle, consideradas como entradas subterráneas al sistema, los cuales se ven distorsionados por dos conos piezométricos, que se localizan en las ciudades de Salamanca e Irapuato 1,640 y 1,660 msnm para 1998. En el resto del área se observan curvas equipotenciales con una elevación promedio de 1,670 a 1,680 msnm para 1998 (ver figuras 4.2.3 y 4.2.4).

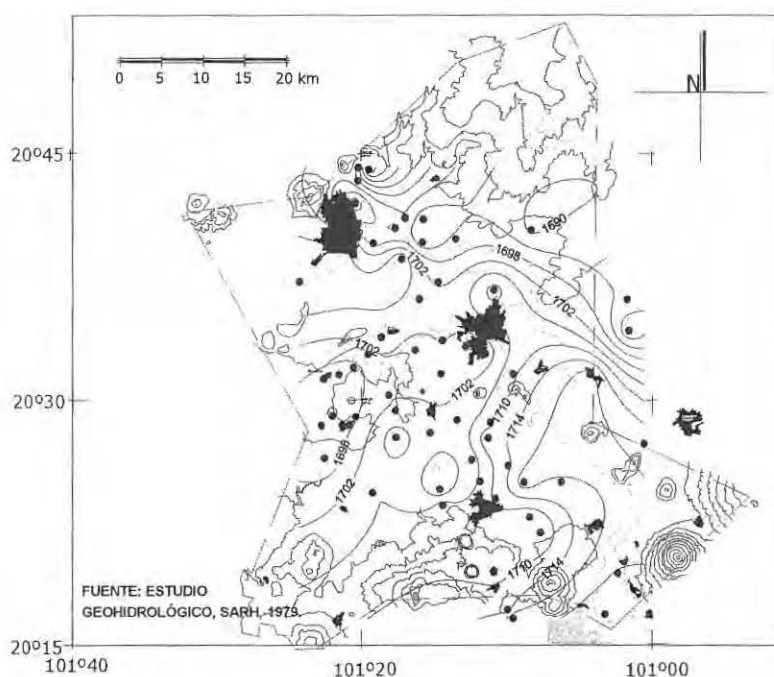


Figura 4.2.1 Elevación del nivel estático en el acuífero Irapuato-Valle para septiembre de 1979 (m).

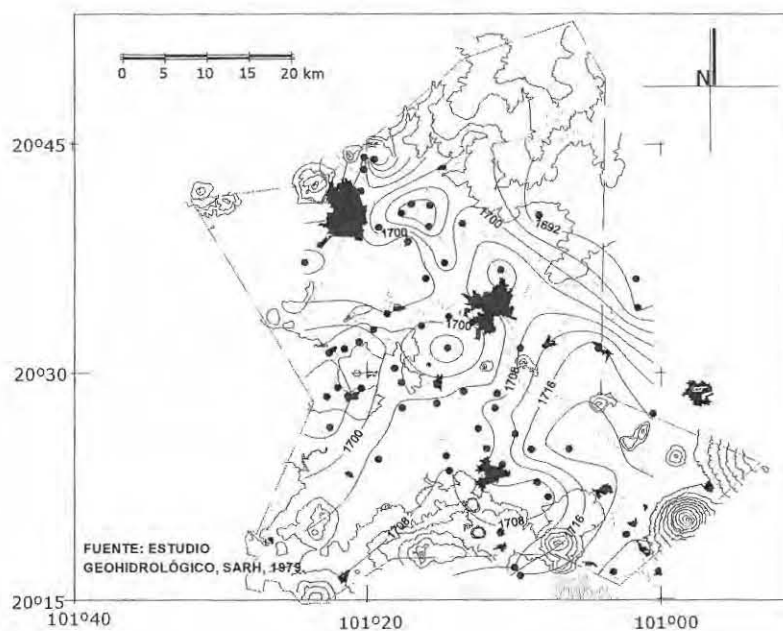


Figura 4.2.2 Elevación del nivel estático en el acuífero Irapuato-Valle para diciembre de 1979 (m).

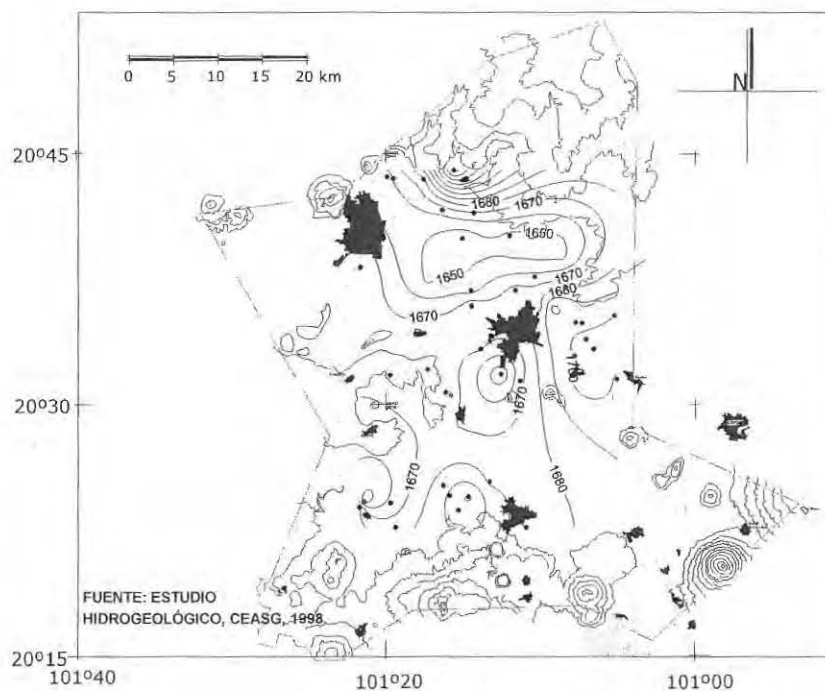


Figura 4.2.3 Elevación del nivel estático en el acuífero Irapuato-Valle para julio de 1998 (m).

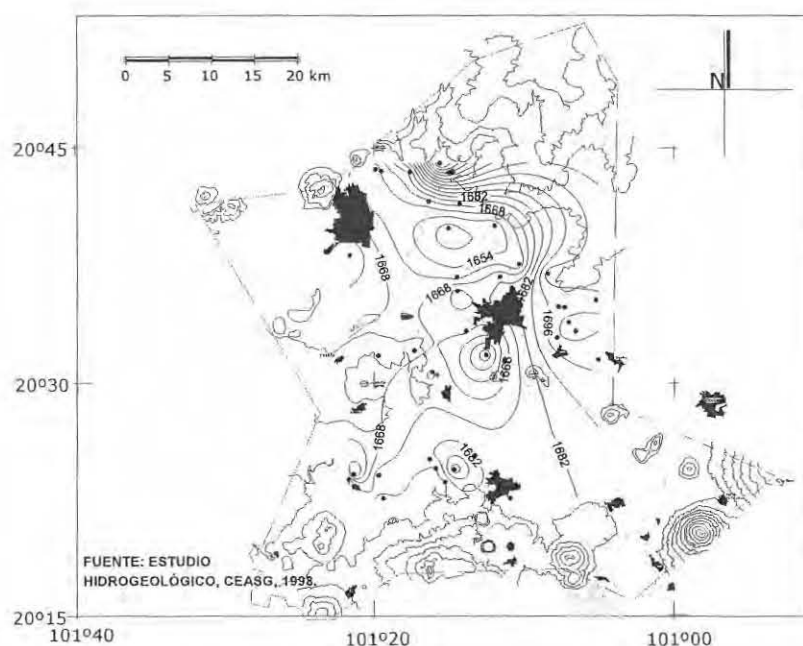


Figura 4.2.4 Elevación del nivel estático en el acuífero Irapuato-Valle para diciembre de 1998 (m).

El comportamiento de flujo observado para junio del 2003 presenta una serie de conos de abatimiento. Un cono muy notable se presenta en la ciudad de Salamanca con una elevación de 1640 msnm, otro similar pero con mayor área se tiene desde la zona industrial hasta la ciudad de Irapuato, aunque localmente en la zona industrial llega a 1635 msnm. Otro cono más se localiza en el Sauz de Cruces y Unión de Liebres con elevación de 1650 msnm.

Por otro lado, de manera contraria a los conos de abatimiento, se tiene la presencia de un domo con elevación de 1700 msnm localizado entre las ciudades de Irapuato y Salamanca (ver figura 4.2.5).

La dirección preferencial del flujo se presenta de norte a suroeste partiendo de la localidad de San Nicolás Temascalco con elevación de 1740 msnm. En el centro del valle se aprovecha la mayor parte del flujo, presentándose así la serie de conos de abatimiento antes mencionados.

Las entradas principales de agua subterránea al valle son: por el norte con elevación de 1740 msnm, por el noreste y este desde el valle de Celaya se presentan elevaciones de 1690 msnm,

otra entrada más por el lado sureste por la localidad de Valle de Santiago con elevación de 1680 msnm.

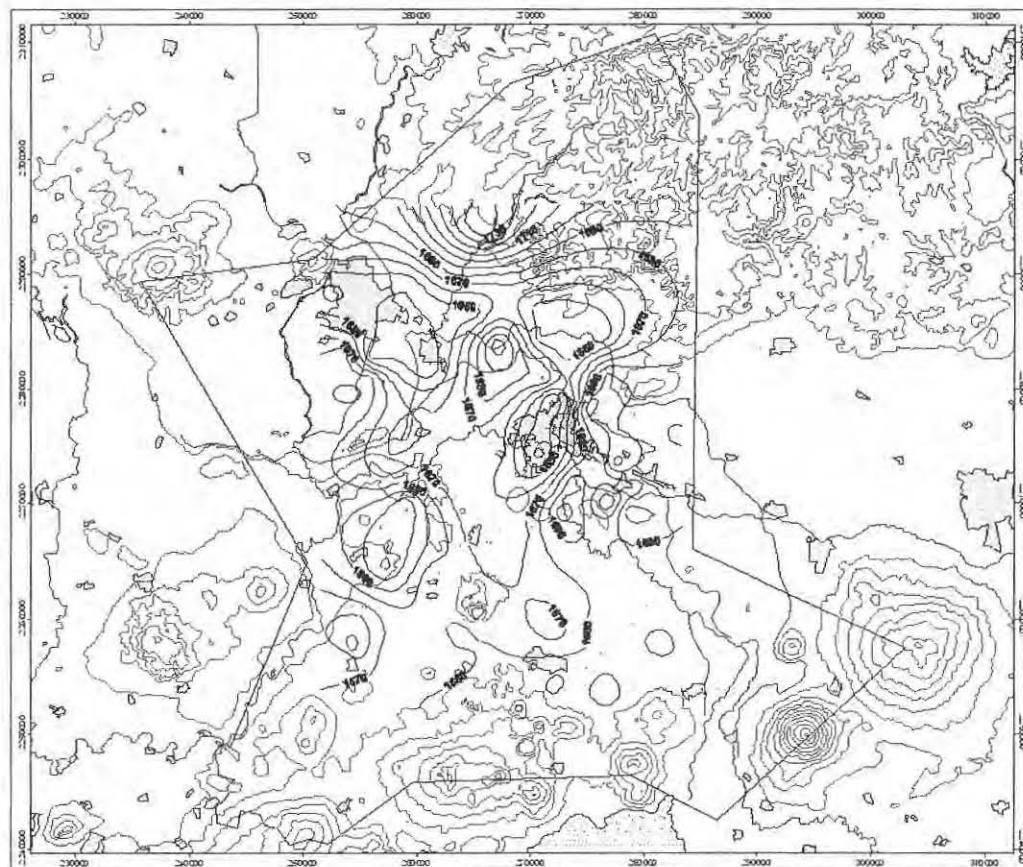


Figura 4.2.5 Elevación del nivel estático en el acuífero Irapuato-Valle para junio del 2003 (m).

4.2.4 Modelo conceptual de funcionamiento hidrodinámico

Para la descripción del modelo conceptual del funcionamiento hidrodinámico en el presente estudio se tomó información de estudios previos, especialmente del estudio de Geofísica de Exploraciones (CEASG, 1998). El modelo conceptual de funcionamiento hidrodinámico del acuífero de Irapuato-Valle se establece con tres principales sistemas de flujo: local, intermedio y regional que circulan en dos diferentes medios granular y fracturado como unidades litológicas que integran un sistema acuífero del tipo libre heterogéneo.

El medio granular constituye un paquete que agrupa principalmente depósitos aluviales, suelos residuales y materiales vulcanosedimentarios.

El medio fracturado lo constituyen principalmente coladas de composición básica alterada, fracturada e intercalaciones de materiales piroclásticos.

En condiciones iniciales la principal fuente de recarga de agua al acuífero Irapuato-Valle, provenía de la infiltración de la lluvia en las superficies permeables, a través del fracturamiento local y por la baja densidad de drenaje de las sierras periféricas y en la zona de contraste de permeabilidad entre las fosas tectónicas sepultadas por rellenos y los macizos montañosos.

También por la infiltración en los cauces de las principales corrientes superficiales como son el Río Lerma, Laja, Temascalío y Guanajuato. El agua de lluvia no infiltrada se almacenaba en algunos bordos ubicados principalmente en la parte norte y sur que propiciaban otro volumen de infiltración.

En la porción plana del valle la infiltración del agua precipitada y escurrida llegaba con relativa rapidez a las superficies arcillo-arenosas, de tal forma que se compensaba la descarga natural a través del Río Lerma hacia la zona de Pénjamo-Abasolo manteniéndose un régimen estacionario.

Actualmente la descarga de agua subterránea del acuífero Irapuato-Valle se lleva a cabo mediante el bombeo de los aprovechamientos activos, por el escurrimiento superficial del Río Lerma y por flujo subterráneo hacia el valle de Pénjamo-Abasolo.

En estas condiciones el flujo subterráneo se desplazaba horizontalmente en la zona de rellenos granulares no consolidados y en el medio fracturado de oriente a poniente, siguiendo la traza del cauce del Río Lerma, siendo entonces la componente principal de la dirección del agua subterránea.

Según los datos de temperatura y calidad del agua subterránea, indican que la Sierra de las Codornices y el Frente Volcánico de las Siete Luminarias corresponden a las zonas de recarga de los diferentes sistemas de flujo, jerarquizados según el sistema de flujo local, intermedio y regional (ver figuras 4.2.6 y 4.2.7).

Sistema de flujo local. De acuerdo con la información disponible, este sistema lo asocian entre 6 y 10 m de profundidad, limitado en su parte superior por una capa semiconfinante, la cual se presenta como medio poroso o medio fracturado.

Sistema de flujo intermedio. Su recarga principal se realiza en la parte alta de la Sierra de las Codornices y en el frente volcánico de las Siete Luminarias, se desplaza en los medios granulares y fracturados. Este sistema sustenta casi el total de la extracción en todo el valle, el nivel promedio de agua subterránea varía entre 25 y 80 m de profundidad.

Sistema de flujo regional. Los indicadores químicos del agua de pozos permiten inferir que muy probablemente el sistema de flujo regional circule en el medio fracturado de la unidad hidrogeológica 4 y tenga su descarga fuera de los límites del área de estudio.

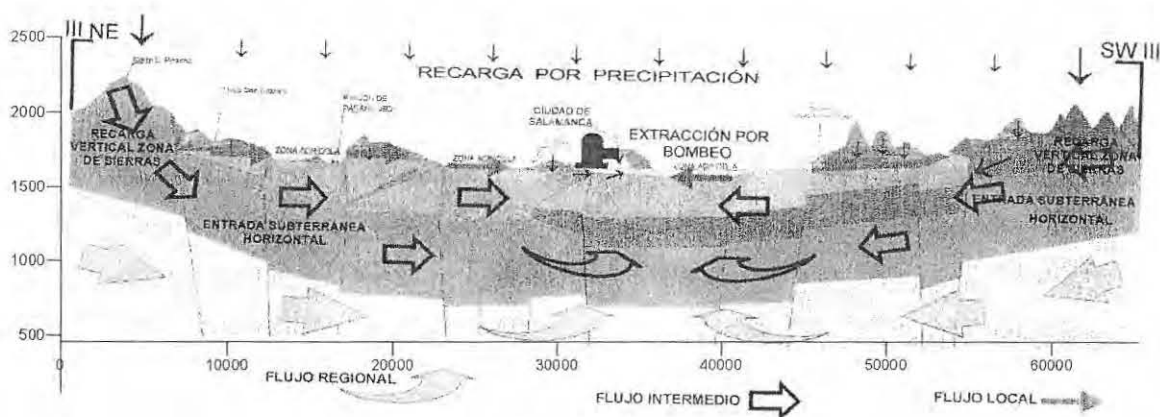


Figura 4.2.6 Modelo conceptual del funcionamiento hidrodinámico del acuífero (tomada de CEASG, 1998).



Figura 4.2.7 Vista en planta del modelo conceptual del funcionamiento hidrodinámico del acuífero (tomada de CEASG, 1998).

El monitoreo sistemático del agua subterránea y su representación espacial manifiestan que por la parte Sureste de la zona de estudio ocurre una de las principales entradas de agua subterránea hacia el Valle de Santiago, a la cual se le agrega la infiltración proveniente del escurrimiento del Río Lerma. Por el lado Este ocurre otra entrada subterránea proveniente del valle de Celaya. Otra entrada ocurre en la porción Noreste.

4.3 Modelo conceptual de la calidad del agua subterránea en el acuífero

4.3.1 Red de monitoreo piloto

Para tener una imagen clara y sintética de la calidad actual del agua subterránea se definió una red piloto de pozos que permite el muestreo representativo de los sistemas de flujo identificados en el subsuelo de la zona.

Dicha red debe estar integrada por pozos en operación existentes en la zona que sean representativos del agua subterránea que recarga a los sistemas de flujo identificados en el

acuífero, y que permitan obtener muestras de agua para la medición de los parámetros indicadores de contaminación difusa y contaminación natural.

La metodología adoptada para la selección de los sitios de monitoreo consistió principalmente en el análisis de: la red de flujo subterráneo, la distribución de pozos en la zona de estudio, y el diseño, construcción y corte litológico de los pozos.

En la selección de sitios de muestreo se incluyeron aquellos pozos considerados en los estudios hidrogeológicos realizados por la SARH (1979), con 145 aprovechamientos, estudios de CEASG (1998), con 135 aprovechamientos, y pozos que contienen contaminantes que rebasan la NOM-127-SSA1-1994, reportados por la Secretaría de Salud del Gobierno del Estado. Los pozos integrantes de la red fueron localizados geográficamente con posicionador global GPS datum NAD27.

La red quedó integrada por 140 aprovechamientos distribuidos en la zona de estudio y sus principales características están definidas en la tabla 4.3.1, su distribución espacial se puede observar en la figura 4.3.1.

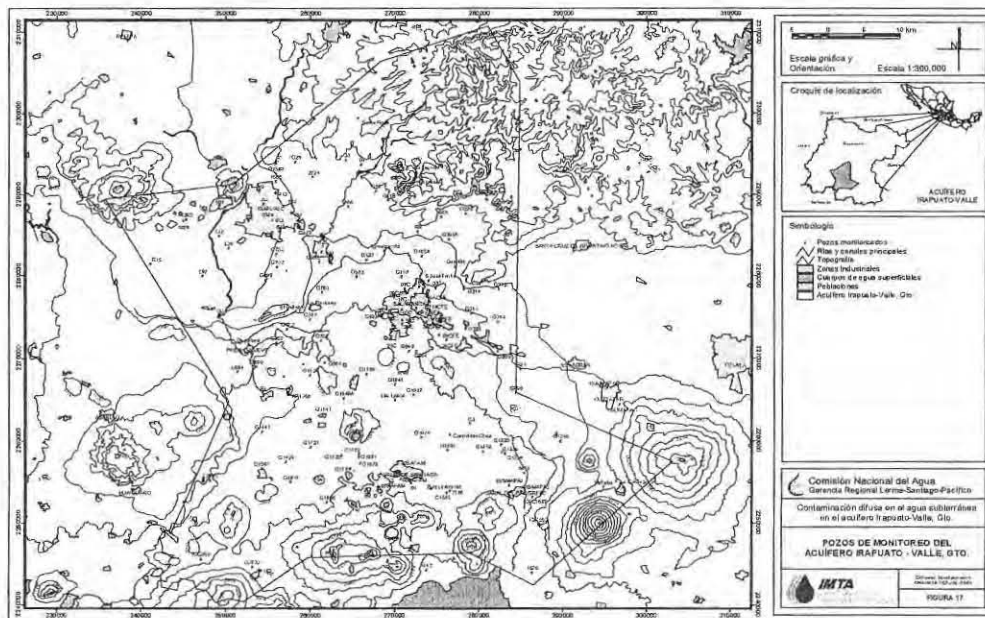


Figura 4.3.1 Localización geográfica de pozos de muestreo de agua subterránea del acuífero Irapuato-Valle, Guanajuato (tomada de CEASG, 1998).

Tabla 4.3.1A Red de pozos para el muestreo de agua del acuífero Irapuato-Valle, Gto.

Hoja de Campo	Clave de pozo en planos	Localidad	Coordenadas			
			Geográficas (NAD27)		UTM (NAD27)	
			Longitud W	Latitud N	Longitud E	Latitud N
1	G1563	Rancho Copalillo	101 20 37 20 43 48	255942	2293883	
2	G28	Granja Sofia	101 19 16 20 43 56	258294	2294106	
3	G3	Ojo de Agua de Bermúdez	101 15 51 20 44 07	264225	2294358	
4	04	San Nicolas Temascatio	101 14 48 20 43 47	266037	2293737	
6	512	La Charca, Ejido Sn. Fco.	101 24 23 20 38 55	249273	2284968	
7	L26	Rancho Cerrito de la Huerta	101 23 43 20 38 6	250397	2283463	
8	L97	La Soledad	101 25 27 20 36 14	247341	2280044	
9	R15	Purísima de Covarrubias	101 28 58 20 36 58	241239	2281506	
11	2724	El Carrizal Grande	101 18 3 20 42 55	260375	2292217	
12	46A	Loma de Flores	101 15 38 20 41 0	264528	2288593	
15	G61B	Sn. José de Mendoza	101 12 52 20 41 27	269331	2289364	
17	G699	Ejido La Sonaja	101 21 11 20 36 1	254750	2279539	
18	G722	Rancho El Tecolote	101 20 24 20 36 53	256120	2281124	
19	G723	Rancho Alegre	101 20 26 20 37 46	256090	2282764	
20	G472	Ejido Rancho Grande	101 19 14 20 39 20	258212	2285624	
22	G122	Granja La Palma	101 14 19 20 37 27	266723	2282010	
23	Agroacuicola	Granja Agroacuicola	101 13 5 20 38 03	268873	2283108	
25	S José Tenita	San José Tenita	101 10 3 20 36 07	274098	2279465	
27	G176	Rancho El Fuerte	101 11 53 20 36 21	270904	2279933	
28	G562	San Joaquín	101 17 32 20 37 18	261117	2281813	
29	G533	Frente a Purina	101 14 57 20 36 20	265579	2279966	
30	G832	Sauz de Purísima	101 17 20 20 32 6	261324	2272237	
31	La Purísima	Granja La Purísima	101 18 9 20 34 15	259981	2276218	
32	72J	Zona Industrial	101 17 20 20 38 18	261502	2283669	
33	G940	El Cerezo	101 11 21 20 31 30	271738	2270976	
34	G1037	Cuatro de Altamira	101 10 59 20 28 38	272305	2265668	
35	G934	Rancho Lupita Uruétaro	101 10 49 20 31 31	272657	2271001	
36	G1648A	Labor de Valtierra	101 15 44 20 28 22	264019	2265292	
37	G864	Cerro Blanco	101 15 44 20 28 22	261750	2269664	
38	G226	Granja Gloria	101 7 34 20 40 38	278536	2287752	
39	188A	Granja los Razos	101 9 16 20 40 24	275567	2287348	
40	G205A	Granja Robles	101 8 40 20 38 54	276558	2284583	
41	R9	Rancho Los Loquitos	101 10 50 20 39 23	272818	2285517	
42	G165A	Rancho Doña Rosa	101 10 33 20 37 45	273267	2282492	
43	73J	Ciudad Industrial	101 17 23 20 37 55	261399	2282976	

Tabla 4.3.1B Red de pozos para el muestreo de agua del acuífero Irapuato-Valle, Gto.

Hoja de Campo	Clave de pozo en planos	Localidad	Coordenadas			
			Geográficas (NAD27)		UTM (NAD27)	
			Longitud W	Latitud N	Longitud E	Latitud N
45	38J	Col. Lázaro Cárdenas	101 19 31 20 40 30	257767	2287796	
46	82J	Fraccionamiento Colón	101 20 45 20 39 13	256467	2285587	
47	19J	Fraccionamiento del Sol	101 20 45 20 39 12	255569	2285435	
48	03J	Jardín Principal	101 20 45 20 39 13	255547	2287556	
49	23J	Estadio Revolución	101 21 22 20 41 06	254566	2288936	
50	G823	Granja María Antonieta	101 13 58 20 33 25	267229	2274569	
51	G1041	Rancho La Soledad	101 12 16 20 29 17	270070	2266911	
52	G1673	Granja González	101 14 32 20 24 3	265991	2257299	
53	G1771	San Nicolas de Parangueo	101 15 12 20 23 42	264823	2256684	
56	Cuecillo	Rancho Cuecillo	101 8 15 20 37 06	277246	2281242	
57	G244	Cerro Gordo	101 7 37 20 35 34	278314	2278407	
58	G272	Santa Rita	101 5 11 20 35 37	282529	2278425	
59	54J	Colonia Rafael Galván	101 18 54 20 39 38	258815	2286160	
60	41J	Fraccionamiento CFE	101 20 35 20 41 50	255955	2290276	
61	70J	Fraccionamiento Las Plazas	101 21 39 20 41 54	254101	2290424	
62	45J	Col. Benito Juárez	101 22 22 20 39 57	252790	2286848	
63	50J	Fracc. Villas de Irapuato	101 24 23 20 40 54	249309	2288653	
64	01J	Barrio Calzada de Guadalupe	101 20 46 20 40 02	255582	2286945	
65	G1672	Ejido San Nicolás Parangueo	101 14 38 20 24 29	265851	2258103	
66	G1722	Rincón de Parangueo	101 15 49 20 24 33	263772	2258257	
67	G1731	San José de Parangueo	101 17 57 20 25 5	260077	2259299	
68	G1141	San Nicolás Quiriceo	101 17 9 20 27 17	261545	2263341	
69	G1829	Cerro Colorado	101 19 36 20 24 5	257189	2257498	
70	R31	Puente Guadalupe Villagrán	101 3 40 20 30 23	285064	2268748	
72	G809	Santa Catarina Peñas	101 5 16 20 31 36	282307	2271012	
73	G374	Rancho Godoy	101 5 15 20 33 29	282371	2274499	
74	G324	Ejido Cerro Gordo	101 7 28 20 33 01	278506	2273692	
75	G311	Ejido Zapote Palomas	101 7 6 20 34 02	279172	2275540	
76	17C	Zona Centro	101 12 3 20 34 32	270591	2276591	
77	06C	Fracc. El Parque	101 12 29 20 33 55	269822	2275460	
78	13C	Col. San Isidro	101 12 26 20 33 11	269893	2274092	
79	28C	El Olimpo	101 11 49 20 33 32	270976	2274737	
80	29C	El Paraíso	101 11 48 20 33 15	270973	2274224	
81	21C	Ampliación La Luz	101 12 33 20 32 15	269655	2272381	
83	G1806	Ejido Benito Juárez	101 16 47 20 21 27	262022	2252546	

Tabla 4.3.1C Red de pozos para el muestreo de agua del acuífero Irapuato-Valle, Gto.

Hoja de Campo	Clave de pozo en planos	Localidad	Coordenadas			
			geográficas (NAD27)		UTM (NAD27)	
			Longitud W	Latitud N	Longitud E	Latitud N
84	G1814	Presa Sta. Gertrudis	101 19 17 20 22 46	257694	2255060	
87	G1591	Granja Saltillo Vallejo	101 21 13 20 23 39	254349	2256718	
89	G1441	Ampliación las Estacas	101 21 14 20 26 5	254400	2261222	
91	AP1256	Puerta de San Roque	101 19 29 20 28 32	257494	2265699	
92	G999	El Nacimiento	101 3 59 20 28 52	284469	2265951	
93	G1328	Rosa de Castilla	101 4 39 20 24 51	283214	2258544	
94	N1684	Rancho Jabonero	101 8 35 20 24 59	276376	2258892	
96	01	Rancho de En Medio, Ejido Potrero	101 11 4 20 22 48	272009	2254911	
97	7T06	Exhacienda Arostegui	101 8 25 20 22 19	276613	2253958	
98	07C	Ejido Barrio de San Pedro	101 11 38 20 35 34	271331	2278492	
99	18C	INFONAVIT III	101 10 42 20 35 45	272962	2278788	
100	33C	Albino García	101 9 32 20 35 40	274982	2278628	
101	27C	Las Estancias	101 13 17 20 33 51	268410	2275364	
102	09C	Centro Cívico	101 12 23 20 35 00	270001	2277455	
103	20PEMEX	Calle Faja de Oro	101 10 51 20 34 18	272675	2276129	
104	02C	Zona Centro	101 11 51 20 34 13	270933	2275990	
105	G763	Rancho Buenavista	101 17 19 20 35 17	261448	2278096	
106	G837	Rancho La Capilla	101 18 7 20 33 28	260003	2274766	
108	El Durazno	Rancho El Durazno	101 19 3 20 33 58	258394	2275726	
109	G872	Predio La Soledad Fracc. 3	101 19 40 20 32 48	257289	2273581	
111	C2	Rancho Nuevo de la Isla	101 7 6 20 26 46	279012	2262127	
112	G1459	Rancho Santa Elena	101 6 10 20 24 57	280594	2258783	
113	3474	Rancho Tronconales	101 3 23 20 23 33	285398	2256122	
114	S José Arceo	San José de Arceo	101 9 42 20 22 27	274367	2254234	
115	G1074	La Gachupina	101 10 23 20 25 50	273276	2260493	
116	07SAPAM	Francisco Villa	101 12 22 20 22 52	269754	2255053	
117	10SAPAM	Democracia	101 10 58 20 23 50	272189	2256803	
118	06SAPAM	Deportiva	101 11 46 20 23 05	270786	2255466	
120	L684	Hacienda Huatsimitiro	101 23 1 20 30 0	251411	2268482	
122	RI	Noria de Mosqueda	101 21 15 20 28 39	254443	2265954	
123	G899	Granja San Guillermo	101 21 44 20 30 19	253651	2269050	
124	G887	Duraznos de Arriba	101 20 22 20 31 55	256054	2271954	
125	G1106	Granja San Joaquín	101 14 12 20 29 57	266727	2268190	
126	1443	Rancho La Manga	101 20 49 20 25 41	273817	2244339	
127	1570	Rancho El Armadillo	101 2 41 20 17 00	286457	2244021	

Tabla 4.3.1D Red de pozos para el muestreo de agua del acuífero Irapuato-Valle, Gto.

Hoja de Campo	Clave de pozo en planos	Localidad	Coordenadas			
			geográficas (NAD27)		UTM (NAD27)	
			Longitud W	Latitud N	Longitud E	Latitud N
128	IGC352	Cd. Victoria de Cortazar	101 2 18 20 20 11	287199	2249886	
129	CAL1687	Rancho La Mora	101 2 46 20 21 59	286441	2253231	
130	01SMAPAJ	Ocampo	101 3 30 20 22 22	285147	2253929	
131	02SMAPAJ	Santa Elena	101 4 22 20 22 44	283668	2254647	
132	10JUMAPAC	Zona Centro	100 57 44 20 29 14	295339	2266495	
133	11JUMAPAC	Cerrito Colorado	100 56 50 20 28 08	296876	2264452	
134	Deportiva	Unidad Deportiva	101 22 15 20 31 46	252791	2271746	
135	G1329	Rosa Castilla	101 4 53 20 24 55	282816	2258695	
136	Los Lobos	Los Lobos	101 12 13 20 28 17	270132	2265073	
137	Cannelitas Chico	Cannelitas Chico	101 8 28 20 26 01	276607	2260779	
138	G1333	San Ramón	101 4 56 20 25 24	282733	2259587	
139	G1565	San Joaquín	101 8 39 20 22 13	276186	2253776	
140	1565	Ejido Colonia Juárez	101 20 36 20 42 36	255951	2291694	
141	67J	Josefa Ortiz de Domínguez	101 19 26 20 41 00	257925	2288696	
142	G1129	El Tambor	101 18 3 20 29 50	260031	2268069	
145	Santa Rosa	Santa Rosa	101 15 1 20 46 53	265749	2299445	
146	El Zapote	El Zapote de Covarrubias	101 10 59 20 43 20	272667	2292812	
147	Represa	El Zapote de Covarrubias	101 11 0 20 43 8	272632	2292422	
148	G58	Ejido San Juan Temascalio	101 13 45 20 42 4	267827	2290531	
149	1393	San Diego del Rosal	101 26 36 20 40 0	245432	2287054	
150	1389	Cuchicuato	101 26 47 20 39 54	245118	2286870	
152	1336	Ejido Venado de Yostiro	101 24 10 20 33 38	249504	2275210	
155	G1681	San Isidro	101 14 38 20 24 43	265846	2258531	
156	G2732	Las Jicamas	101 21 46 20 17 7	253236	2244695	
157	IGC450	Las Cañas	101 25 16 20 17 36	247158	2245650	
158	L2805	Salitre de Aguilares	101 24 45 20 22 48	248184	2255261	
159	LaTaba	Cañada de Caracheo	101 57 53 20 22 42	294946	2254438	
160	La Concepción	Cañada de Caracheo	101 57 00 20 23 07	296494	2255175	
161	G1246	El Diezmo	101 00 54 20 25 42	289764	2260054	
162	7ACFE		101 10 10 20 33 26	273830	2274505	
163	6ACFE	Camino a Valtierra	101 09 18 20 32 35	275319	2272939	
164	24CFE	Camino a Valtierra	101 08 47 20 32 15	276204	2272290	
165	09CFE	Bugambilias	101 09 44 20 33 35	274578	2274772	
166	18CFE	Benito Martínez	101 09 55 20 34 28	274275	2276426	
167	19ACFE	Costado de la partida militar	101 09 58 20 34 45	274206	2276950	

La medición analítica de parámetros fisicoquímicos se realizó a través de la contratación del Laboratorio Químico Industrial y Agrícola, S.A. de C.V. (ALQUIMIA), debido a que es un laboratorio acreditado ante la Entidad Mexicana de Acreditación A.C. (EMA) como laboratorio de pruebas, de acuerdo con los requisitos establecidos en la Norma Mexicana NMX-EC-025-IMNC-2000.

En cada sitio se recolectaron muestras de agua para la medición en laboratorio de 20 parámetros fisicoquímicos (sólidos disueltos totales, calcio, magnesio, sodio, potasio, bicarbonato, fluoruro, sulfato, cloruro, nitrato, nitrito, arsénico, dureza total, hierro, manganeso, plomo, fosfato, fenoles, coliformes totales y coliformes fecales) y se realizaron mediciones *in situ* de 6 parámetros de campo (conductividad eléctrica, temperatura ambiente, temperatura del agua, pH, potencial redox, oxígeno disuelto y alcalinidad).

Los pozos incluidos en la red de monitoreo piloto permitieron obtener muestras de agua representativas de los tres sistemas de flujo identificados en el acuífero de Irapuato-Valle, Gto. Las profundidades de los aprovechamientos varían en el rango de 44 a 700 metros. Predominan los pozos que captan los primeros 200 m (sistema de flujo somero), en segundo término los pozos comprendidos en el rango de 200 a 300 m (sistema de flujo intermedio) y en menor número los pozos que captan de 300 a 700 m de profundidad (sistema de flujo profundo).

4.3.2 Composición del agua subterránea

Con base en la composición del agua subterránea se identificaron 3 familias de agua subterránea principales y que integran más del 90% de las muestras en el acuífero Irapuato-Valle. Las familias que predominan son la bicarbonatada-mixta (41%), la bicarbonatada-sódica (41%) y la bicarbonatada-cálcica (9%). Otras familias que también se detectaron en la zona de estudio incluyen la mixta-mixta (4%), clorurada-magnésica (2%), mixta-cálcica (1%), mixta-sódica (1%), sulfatada-mixta (1%). Cuando el agua subterránea interacciona con rocas volcánicas félsicas que afloran en la zona norte del área de interés, generalmente produce una composición en la que predominan el sodio y el bicarbonato, generando valores elevados de fluoruro y de arsénico (Tabla 4.3.2) y bajos de

manganeso, magnesio y calcio; la temperatura promedio no es particularmente elevada, pero algunos de los aprovechamientos con agua de este tipo resultaron con valores altos.

Tabla 4.3.2 Valores promedio de parámetros físicos y químicos para las diferentes familias de agua subterránea identificadas.

Familia de agua	pH	C.E. ($\mu\text{mhos/cm}$)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	Mn (mg/l)	Cl (mg/l)	F (mg/l)	As (mg/l)
HCO ₃ -Ca	6.87	687	24.6	73.2	23.3	14.7	5.7	0.033	21.5	0.5	0.0051
HCO ₃ -Mix	7.31	813	26.8	52.9	27.4	51.0	11.1	0.051	26.9	0.6	0.0065
HCO ₃ -Na	7.54	817	26.8	30.0	12.4	104.6	10.5	0.018	36.0	1.5	0.0165
Cl-Mg	6.98	1784	28.1	88.2	115.9	52.0	10.6	0.066	59.8	0.5	0.0082
Mix-Mix	7.28	1436	28.3	86.8	45.4	125.2	13.7	0.199	109.1	0.6	0.0083

En algunos casos como en la zona de Valle de Santiago y Jaral del Progreso la interacción con las rocas volcánicas máficas también produce agua bicarbonatada-sódica, al igual que para la zona de Pueblo Nuevo-Labor de Valtierra. Debido a que las rocas volcánicas máficas presentan una mayor concentración de plagioclasas cálcicas que las rocas félsicas, en ocasiones las familias de agua resultantes son de tipo bicarbonatado-mixto, el calcio se incrementa de tal modo que ahora el sodio ya no es ion dominante.

4.3.3 Calidad del agua subterránea e identificación de zonas afectadas por contaminación difusa y por degradación natural

Evaluación de componentes fisicoquímicos

La comparación de los resultados de los análisis físicos y químicos generados en el estudio del IMTA (2003) con respecto a la NOM-127-SSA1-1994, que establece los límites permisibles en las concentraciones de características biológicas, físicas y químicas en el agua para consumo humano, señala que en general la composición del agua subterránea es apta para el consumo humano. El principal problema que se detectó en los aprovechamientos está relacionado con la presencia de coliformes totales y fecales, que como se presenta en la figura 4.3.2, rebasan el límite permisible en el 39 y 24% de los pozos analizados respectivamente (que incluyeron aprovechamientos dedicados no únicamente a uso público-urbano, pero también a uso agrícola e industrial). Después de los coliformes que representan la influencia de fuentes antropogénicas de contaminación difusa, algunos

elementos indicadores de contaminación natural como el fluoruro, manganeso y arsénico rebasan el límite permisible en 12, 9 y 7% de los aprovechamientos.

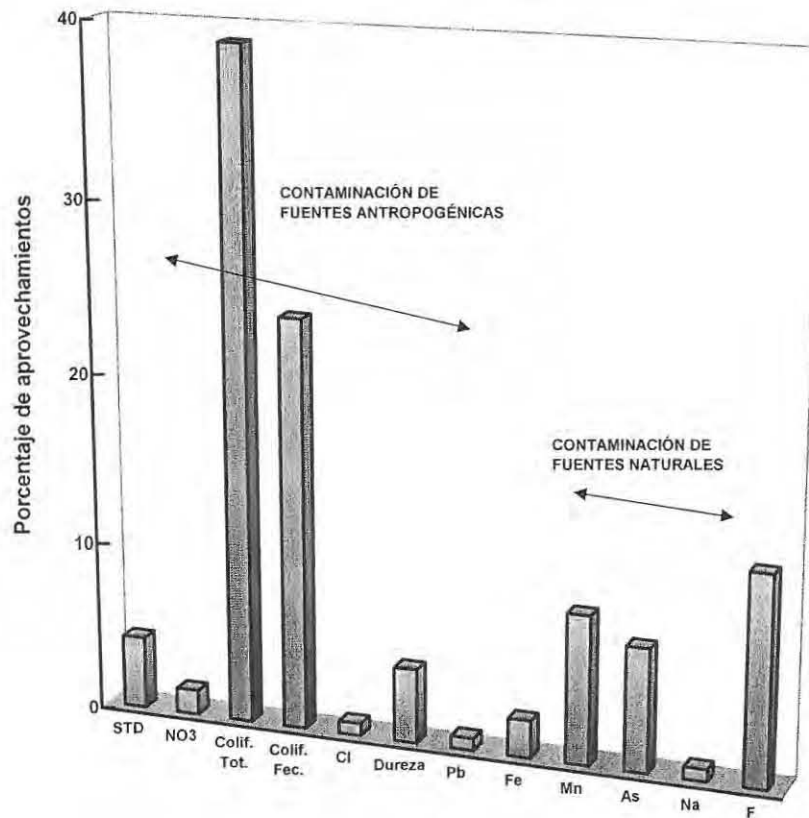


Figura 4.3.2 Porcentajes de aprovechamientos que rebasan los límites permisibles establecidos en la NOM-127-SSA1-1994.

Calidad del agua para uso potable

Como el fluoruro y el arsénico efectivamente representan un riesgo para la salud de la población que consume el agua con valores por arriba del límite permisible, es necesario tomar medidas en algunos pozos del sistema de abastecimiento público en la ciudad de Irapuato (pozos 38 JAPAMI y 82 JAPAMI) que rebasan ligeramente el límite permisible establecido para el fluoruro. Con relación a la ciudad de Salamanca, el pozo 7 CMAPAS presenta valores de fluoruro ligeramente superiores al límite permisible; y en los pozos 13 CMAPAS Y 28 CMAPAS que presentan valores elevados de arsénico. En todos los casos, la fuente de la contaminación es de origen natural. Con relación al manganeso, los pozos de abastecimiento que rebasan el límite permisible fueron detectados en

Salamanca (9 CMAPAS y 2 CMAPAS), en Valle de Santiago (7 SAPAM) y Jaral del Progreso (2 SMAPAJ).

Con relación a la concentración de nitrato, únicamente el 1.5% de las muestras colectadas rebasan el límite permisible establecido por la Secretaría de Salud para agua de uso público-urbano. Sin embargo, cuando se comparan los valores de nitrato con relación al valor de fondo geoquímico que se propone para esta región (del orden de 10 mg/l NO_3) un porcentaje del orden 40% de las muestras presenta valores mayores, lo que sugiere la influencia de un efecto antropogénico relativamente importante. La región donde se presentan valores de nitrato superiores al fondo geoquímico base se presentan con color rojo en la figura 4.3.3.

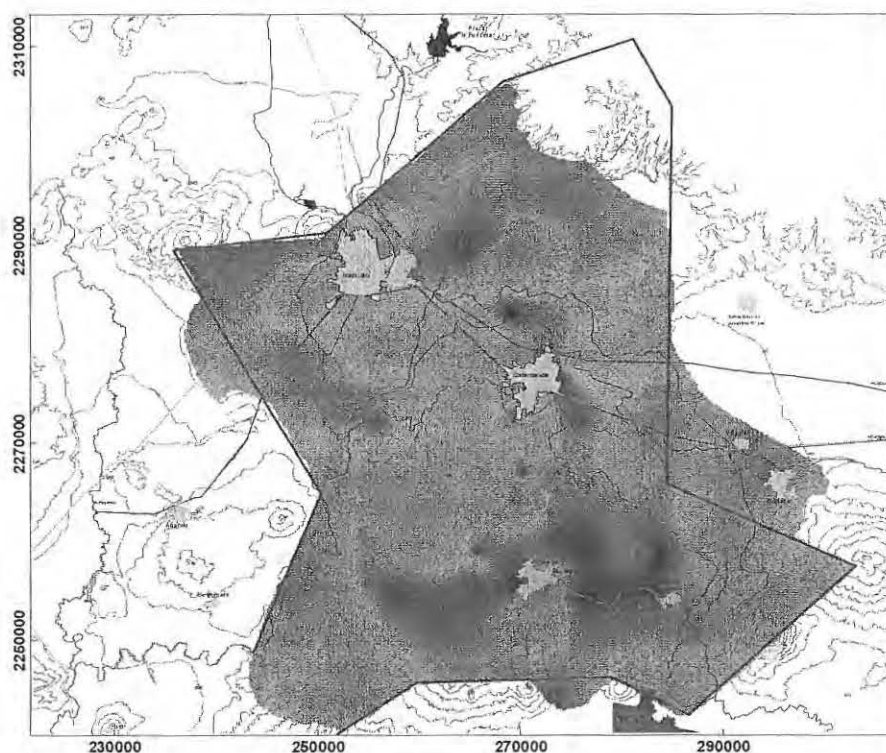


Figura 4.3.3 Delimitación de zonas (marcadas con rojo) que presentan valores de nitrato superiores al fondo geoquímico.

Calidad del agua para uso agrícola

Con relación a la calidad del agua con fines agrícolas se establece que el tipo de agua que predomina es C2-S1 con un 48% de los aprovechamientos seguido del C3-S1 con un 43% de los sitios donde se

tomaron muestras de agua. Con un porcentaje mucho menor se identificaron otros tipos de agua de acuerdo con la clasificación para uso agrícola, la C2-S2 con un 3%, la C3-S2 con un 2% y los tipos C3-S3 y C4-S2 con un 1% cada uno de ellos. De este modo, para las aguas C2 que representan un peligro por salinidad clasificado como de medio están en posibilidad de irrigar cultivos moderadamente tolerantes a la salinidad (uva, tomate, maíz, trigo, entre otros). Para los aprovechamientos clasificados como tipo C3 (agua altamente salina) debe utilizarse para riego únicamente en suelos arenosos que permitan un drenado eficiente, irrigando plantas tolerantes a la salinidad (remolacha, espárrago, algodón, cebada entre otros).

Con respecto a la Relación de Absorción de Sodio (RAS) prácticamente la totalidad de las muestras se clasificaron como S1, que es un agua que puede utilizarse prácticamente sin restricciones en la mayoría de los suelos, con escasas posibilidades de alcanzar concentraciones elevadas de sodio intercambiable.

Evaluación de plaguicidas

Con la finalidad de analizar la movilidad de los pesticidas que se aplican a los cultivos en la zona de interés, se analizaron diversos pesticidas organoclorados (aldrin, clordano, DDT, dieldrin, hexaclorobenzeno, heptacloro, heptacloro epóxido, lindano, metoxicloro). Los resultados de los análisis realizados en las muestras de agua subterránea señalan que en todos los casos, los valores obtenidos, resultaron menores al límite de detección de los métodos utilizados, situación relativamente congruente considerando el índice GUS (Groundwater Ubiquity Score) que presentan, definido con base en su persistencia y el coeficiente de fraccionamiento octanol-agua y que establece valores bajos de movilidad para estos pesticidas y por lo tanto la probabilidad de encontrarlos en el subsuelo disminuye notablemente. Sin embargo, el hecho de que los únicos sitios disponibles para la toma de muestras de agua subterránea sean los pozos utilizados para la extracción de agua con fines de uso agrícola (zonas de captación a más de 50-70 m de profundidad), establece que no necesariamente la porción superior de la zona saturada se encuentra libre de pesticidas.

Zonas afectadas por contaminación difusa y por degradación natural

En las condiciones redox que prevalecen en el acuífero Irapuato-Valle, el nitrato es uno de los indicadores de contaminación difusa de origen antropogénico más importante, ya que tiene una movilidad similar a la del agua subterránea y con excepción de una región en los alrededores de Valle de Santiago y Jaral del Progreso, al parecer no está condicionado por reacciones de denitrificación. Debido a que las principales fuentes de nitrógeno generalmente se presentan en la superficie del terreno, existe una relación directa entre la profundidad del aprovechamiento y la concentración de nitrato en el agua extraída.

El cloruro generalmente se deriva de fuentes atmosféricas y al ser un ion conservativo que puede considerarse prácticamente inerte no se modifica durante los procesos hidrogeoquímicos que se desarrollan en el acuífero. Por lo tanto, este comportamiento puede utilizarse como un indicador de fuentes adicionales de contaminación difusa, ya que las aguas residuales generalmente tienen valores elevados y durante la irrigación de cultivos con agua subterránea, tiende a concentrarse en los retornos de riego. De acuerdo con el modelo conceptual del acuífero Irapuato-Valle, en condiciones naturales el río Lerma funcionaba como la zona de descarga natural de los sistemas de flujo subterráneo. Actualmente, el flujo base en esta corriente prácticamente ha desaparecido por lo que las condiciones de descarga han prácticamente desaparecido. Al ser utilizado para el drenado de aguas residuales, muchos de los cauces funcionan como zonas de recarga de las aguas que escurren a lo largo de ellos, esto se refleja en el incremento generalizado de las concentraciones de cloruro en zonas adyacentes a los cauces. En la figura 4.3.4 se presentan con color rojo las regiones donde la concentración de cloruro en el agua subterránea es mayor a 40 mg/l, valor que se considera indicador de la infiltración del agua de mala calidad que circula en los principales cauces de la zona de interés.

Es importante mencionar que en algunos aprovechamientos cercanos a las hoyas donde hasta hace algún tiempo era posible observar el nivel freático (como las hoyas de la Alberca cerca de Valle de Santiago), los valores de cloruro son relativamente elevados. En estas zonas, los valores de cloruro son elevados por efecto de la evaporación del agua en las hoyas, por lo que no representan el efecto de la contaminación difusa de origen antropogénico.

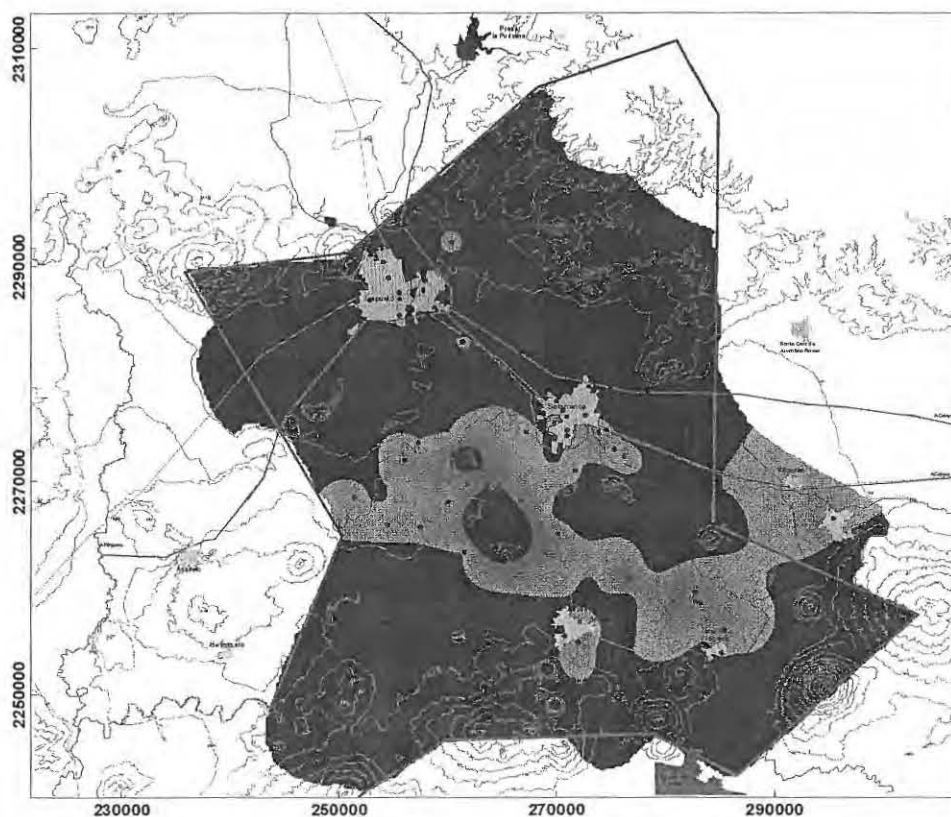


Figura 4.3.4 Delimitación de zonas (marcadas con rojo) que presentan valores de cloruro superiores al fondo geoquímico.

4.3.4 Fuentes potenciales de contaminación difusa

Las fuentes potenciales de contaminación difusa que afectan al agua subterránea que se identificaron en el acuífero Irapuato-Valle, se clasifican en dos tipos de categorías: i) fuentes que descargan sustancias como consecuencia de otro tipo de actividades lucrativas (categoría IV) y ii) la categoría VI que abarca fuentes naturales. Entre las principales operaciones que incluye la categoría IV y que tienen relación directa con las actividades antropogénicas que se desarrollan en la región que abarca el acuífero analizado, se mencionan: *i)* la irrigación de cultivos utilizando agua subterránea y aguas residuales, *ii)* aplicación de pesticidas, *iii)* aplicación de fertilizantes, *iv)* residuos de granjas, principalmente. La cantidad histórica de contaminantes asociada con esta fuente señala que se trata de una fuente continua, en la que las concentraciones de los compuestos que libera (inorgánicos, orgánicos y biológicos) son variables en el tiempo y en el espacio.

Con relación a las aguas residuales de origen doméstico que se generan en las diversas ciudades que se ubican en las inmediaciones del acuífero Irapuato-Valle, un volumen no cuantificado no recibe tratamiento previo antes de descargarse en los diversos cauces de donde se mezclan con agua de escurrimiento natural y posteriormente son desviadas por canales secundarios para la irrigación de cultivos diversos. El impacto que esta práctica ha ocasionado en el agua subterránea de esta región se identificó por medio de diversos indicadores químicos inorgánicos y biológicos. Entre los indicadores químicos inorgánicos el cloruro y nitrato presentan valores superiores al fondo geoquímico en el agua subterránea de esa región. Los indicadores biológicos incluyeron coliformes totales y fecales que manifiestan índices elevados que comprueban la influencia de las aguas residuales en el subsuelo.

Otras especies químicas que también se enriquecen en los retornos de riego impactando desfavorablemente la calidad del agua subterránea es el fósforo, que es otro nutriente de las plantas. Sin embargo, las concentraciones en las zonas de cultivo no son muy elevadas y sólo se detecta una región entre las ciudades de Irapuato y Salamanca, y algunas otras regiones relativamente dispersas en la parte central donde los valores de fósforo son un poco más elevados que en otras regiones. La adsorción de fósforo en el suelo probablemente constituye el proceso que mantiene los valores relativamente bajos de este elemento en el agua subterránea.

Otra de las fuentes de contaminación difusa identificadas en la zona de interés es la relacionada con la lixiviación natural, específicamente con la interacción del agua subterránea con las rocas volcánicas félsicas y máficas que existen en la zona de interés. Estas fuentes liberan fluoruro, arsénico y manganeso en cantidades que en ocasiones rebasan el límite permisible establecido en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano – límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".

4.3.5 Procesos de contaminación y/o degradación natural

Los procesos físicos que predominan en la zona de estudio incluyen los de advección y dispersión hidrodinámica, que en conjunto desarrollan la disminución (atenuación) de la concentración inicial

de los solutos que se generan en las fuentes de contaminación difusa, en la medida de que el agua se desplaza de acuerdo con la distribución de cargas hidráulicas en el subsuelo (zonas vadosa y saturada). La extracción de agua por medio de pozos produce un efecto adicional, ya que al capturar dentro del cono de abatimiento parte de los solutos introducidos desde la superficie, el movimiento hacia la zona ranurada del pozo acentúa la dilución de las concentraciones por efecto de advección y dispersión hidrodinámica.

Desde el punto de vista de procesos químicos, se considera que las reacciones de sorción constituyen el principal control para la atenuación de las concentraciones de compuestos orgánicos en el subsuelo. Efectivamente los pesticidas analizados en el estudio del IMTA (2003) tienen valores de K_{ow} (coeficientes de fraccionamiento octanol-agua) mucho mayores a la unidad, situación que refleja que son fuertemente atraídos (tenderán a adsorberse) por la fracción orgánica de los suelos.

Las reacciones de precipitación controlan la concentración de diversos elementos químicos, por ejemplo el calcio, magnesio, y para algunas de las muestras el hierro y el manganeso. El control de solubilidad del fluoruro con relación al mineral fluorita no representa un efecto importante en la definición de los valores de fluoruro identificados en el agua subterránea.

Las reacciones redox de interés en la zona de estudio incluyen la nitrificación (transformación del amonio aplicado como fertilizante en nitrato) y probablemente en menor medida la reacción denitrificación (transformación de nitrato a nitrógeno gas). La primera se desarrolla en las condiciones oxidantes que prevalecen en la zona superior del suelo y por medio de bacterias, mientras que la segunda tiene lugar en regiones específicas del subsuelo en la zona saturada, aunque de acuerdo con las condiciones oxidantes que prevalecen en el acuífero, es muy probable que su desarrollo sea mínimo.

5. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LA RED DE MONITOREO

5.1 Objetivos de la red de monitoreo

El diseño de una red de monitoreo inicia con el establecimiento de los objetivos de la misma. Estos objetivos pueden ser variables, de acuerdo a las necesidades de las organizaciones encargadas del manejo del recurso hídrico. De manera general los objetivos de la red de monitoreo del acuífero de Irapuato-Valle son:

- 1) Obtener una buena estimación de la calidad del agua subterránea en todo el acuífero.
- 2) Estimar la calidad del agua subterránea con más certidumbre en las zonas prioritarias.
- 3) Identificar las tendencias de los parámetros indicadores de problemas de contaminación.

El diseño de la red de monitoreo consiste en seleccionar de forma óptima las posiciones de los pozos y las frecuencias de monitoreo para satisfacer estos objetivos.

5.2 Red de monitoreo piloto

Se necesitan evaluaciones cualitativas y cuantitativas para determinar los pozos que conforman una red de monitoreo y sus frecuencias de muestreo. Entre las primeras se encuentran las características constructivas de los pozos y el número de años que han registrado datos, con respecto a las evaluaciones cuantitativas es posible utilizar algunas medidas estadísticas tanto para determinar las posiciones de los pozos como su frecuencia de muestreo.

En el estudio del IMTA (2003) se seleccionó una red de monitoreo piloto utilizando evaluaciones cualitativas y tratando de representar de la mejor forma la problemática de calidad del agua del acuífero. Ésta incluye sitios de monitoreo seleccionados con base en la problemática identificada, características constructivas, información histórica de calidad del agua, facilidad de muestreo y medición de parámetros de campo, zonas potenciales de contaminación y/o zonas posiblemente afectadas por los procesos de degradación identificados. Dicha red se tomó como base para seleccionar la red de monitoreo óptima. Para seleccionar esta última, se utilizó una combinación de métodos geoestadísticos, un filtro de Kalman y un método de optimización heurístico. El método utilizado es una modificación al método propuesto por Herrera (1998).

5.3 Parámetros seleccionados

Se seleccionaron los parámetros a monitorear, que permitan caracterizar espacial y temporalmente la calidad del agua subterránea e identificar el avance de la contaminación y degradación de la misma por procesos naturales.

Los parámetros seleccionados, como los mínimos necesarios a medir, fueron: coliformes totales, nitratos y plomo como indicadores de contaminación de origen antropogénica, y arsénico, fluoruro, manganeso, sodio, e indirectamente la temperatura, como indicadores de contaminación natural. Además la conductividad eléctrica, los cloruros y la dureza. La conductividad eléctrica es un parámetro fácil y barato de medir, que es un indicador general de la salinidad. Los cloruros son un ion conservativo, indicador del comportamiento geoquímico y termodinámico del sistema. La dureza tiene la ventaja de que da a conocer sodio, calcio y magnesio (estos dos últimos son los que constituyen la dureza), elementos que son necesarios para definir la relación de adsorción de sodio (RAS) que es un parámetro que se utiliza en la clasificación de agua para riego y del que existen antecedentes en la zona de que se ha incrementado en los últimos años ocasionando problemas a los cultivos.

También es recomendable medir boro ya que se trata de un elemento que generalmente está asociado al fluoruro, arsénico, temperatura y al sodio, además de que algunos cultivos son afectados cuando se presenta en concentraciones altas.

Los parámetros químicos que se señalan podrían considerarse los mínimos necesarios, sin embargo, se recomienda que se analicen además sulfato, alcalinidad y potasio, esto permitiría tener un análisis físico-químico relativamente completo, que puede utilizarse para realizar una interpretación más completa del registro histórico y de las tendencias que se vayan observando con el paso del tiempo (IMTA, 2003).

5.4 Análisis geoestadístico de los parámetros seleccionados

La geoestadística se originó como una rama de la estadística que se especializaba en el análisis y la modelación de la variabilidad espacial en ciencias de la tierra. Actualmente, su objeto de estudio se ha extendido para incluir el análisis y la predicción de fenómenos tanto en espacio

como en tiempo. Está conformada por un conjunto de técnicas para el análisis y predicción de valores de una propiedad distribuida en el espacio y/o en el tiempo. En contraposición con la estadística clásica o convencional, tales valores no se consideran independientes, sino que se supone de manera implícita que están correlacionados unos con otros, es decir, que existe una dependencia espacial y/o temporal.

La metodología seguida en este trabajo para el análisis geoestadístico de cada uno de los parámetros consiste de tres pasos que son: análisis exploratorio de los datos, el análisis estructural y las predicciones (kriging o simulaciones). En las siguientes secciones se explican estos pasos.

5.4.1 Análisis exploratorio de los datos

El objetivo del análisis exploratorio de los datos es caracterizar a la muestra tratando de obtener la mayor información posible a partir de los datos de los que se dispone. Dicho análisis se basa en técnicas estadísticas convencionales que permiten obtener información, desconocida a priori sobre la muestra bajo estudio, que es imprescindible para realizar “correctamente” cualquier análisis estadístico y en particular un análisis geoestadístico.

Para validar el análisis geoestadístico, éste debe cumplir los siguientes requisitos: que la muestra no se vea afectada por valores atípicos (outliers), tanto distribucionales como espaciales, que su distribución de probabilidad sea normal, que no exista tendencia y que la población tenga una distribución espacial homogénea (Díaz, 2002).

•Detección de outliers

En este paso se deben detectar los outliers de cualquiera de las siguientes dos clases: los distribucionales que son los que tienen valores que se alejan significativamente del valor medio de la muestra; y los espaciales que son los que tienen un valor muy diferente al de sus vecinos más cercanos.

•Prueba de normalidad

Esta prueba consiste en una revisión de la distribución de la probabilidad de los datos procurando que sea normal; de no ser así, se puede proceder eliminando los outliers detectados o bien,

haciendo una transformación de los datos hasta que se tenga una distribución normal. Lo más común es hacer una transformación logarítmica de los datos.

•Análisis espacial

El análisis espacial consiste en una revisión de la distribución espacial de la muestra, es decir, de la forma como se encuentra distribuida en el área de estudio.

•Estadígrafos

En este paso se debe realizar un análisis de la información estadística que arrojan los estadígrafos. Los valores de importancia son el valor medio, varianza, desviación estándar, coeficiente de variación, valor mínimo, valor máximo, mediana, etc.

5.4.2 Análisis estructural

El proceso de estimación y modelación de la función que describe la correlación espacial es conocido como “análisis estructural”. El objetivo del análisis estructural es caracterizar la estructura espacial de una variable regionalizada. En este trabajo la función que se utilizó para describir la correlación espacial de las variables fue el semivariograma, por este motivo el análisis estructural consistió en ajustar un modelo al semivariograma muestral.

•Ajuste del modelo

Para llevar a cabo el ajuste del modelo se debe buscar una función analítica que represente adecuadamente los valores estimados del semivariograma muestral. Los modelos teóricos que pueden ser usados son: el esférico, el gaussiano, el exponencial, de potencia, lineal con meseta y sin meseta (Samper y Carrera, 1990).

Los modelos teóricos que se utilizaron en este trabajo fueron el esférico con pepita (o *nugget*) y el de potencias. El primero de estos modelos se caracteriza por tres parámetros: el alcance o radio de correlación espacial, la meseta (*sill*) y la microvarianza o varianza *nugget*. La fórmula que define el modelo esférico es la siguiente:

$$\gamma(h) = \begin{cases} \frac{s}{2} \left[3\left(\frac{h}{a}\right) - \left(\frac{h}{a}\right)^3 \right] & h \leq a \\ S & h > a \end{cases}$$

donde a es el alcance y S la meseta.

La fórmula que define al modelo de potencias es

$$\gamma(h) = Sh^n,$$

donde n es la potencia y S la pendiente. El modelo de potencias no es acotado, por lo que no tiene meseta ni alcance.

Se realizó un ajuste a prueba y error para cada uno de los modelos y se seleccionó el que mostró un mejor ajuste según el criterio de información de Akaike, el cual es un compromiso entre la complejidad del modelo (número de parámetros) y su bondad de ajuste (valor medio cuadrático del error).

El criterio de información de Akaike, se define como:

$$AIC = -2 \ln (\text{máx. verosimilitud}) + 2 (\text{núm. de parámetros}).$$

Y se puede estimar usando,

$$(AIC)^* = \left\{ n \ln \left(\frac{2\pi}{n} \right) + n + 2 \right\} + n \ln(R) + 2p.$$

La cantidad que se encuentra entre llaves es constante, independientemente del tipo de modelo, entonces se calcula:

$$\tilde{A} = n \ln(R) + 2p$$

este es un estimador simplificado del criterio de Akaike, donde n es el número de valores estimados $\{\gamma(h_i), i = 1, \dots, n\}$ del semivariograma muestral, R es la suma residual de los cuadrados de las diferencias entre los valores experimentales $\gamma(h_i)$ y los del modelo ajustado $\gamma(h_i)$, es decir:

$$R = \sum_{i=1}^n (\gamma(h_i) - \hat{\gamma}(h_i))^2,$$

y p es el número de parámetros del modelo de semivariograma ajustado $\gamma(h)$ (Díaz, 2002).

5.4.3 Predicciones

Una vez realizado el análisis estructural, la predicción de valores en puntos no muestrales se puede hacer aplicando la técnica de interpolación “kriging”. Para la predicción de valores en puntos no muestrales, se eligió la técnica de kriging ordinario mediante la cual se estiman los valores del parámetro y la varianza para una malla que cubre el área de estudio.

•Kriging ordinario

Se estimaron los diferentes parámetros mediante kriging ordinario porque no existe una tendencia significativa (ver sección 2.2 para una explicación más detallada de este método).

El kriging empleado en el presente trabajo es el ordinario ya que es el método usado mas comúnmente por su robustez.

•Validación cruzada

En este caso se siguió el procedimiento de validación cruzada mediante el método de *leave one out* que permite establecer si el modelo de semivariograma obtenido es representativo de la variabilidad espacial de los datos usados en la estimación del mismo. El método consiste en sacar un elemento de la muestra y estimar el valor en ese punto con kriging ordinario empleando el modelo de semivariograma obtenido.

Como resultado se tiene un mapa de las diferencias entre el valor real y el estimado.

Se realiza un análisis integral de los estadígrafos de las diferencias y se aplican de manera combinada algunos de los siguientes criterios:

1. El valor medio de las diferencias debe ser cercano a cero.
2. La varianza de las diferencias debe ser pequeña.
3. La varianza normalizada de las diferencias debe ser próxima a la unidad.
4. La correlación muestral entre el valor real y la diferencia dividida por la desviación típica debe ser próxima a cero.

5.4.4 Resultados del análisis geoestadístico

Los parámetros que se analizaron fueron arsénico, conductividad eléctrica, cloruro, dureza, fluoruro, manganeso, nitrato, sodio y temperatura, el análisis geoestadístico en detalle para cada parámetro se presenta en el Anexo I.

5.5 Diseño óptimo de la red de monitoreo

El objetivo del presente trabajo es el de encontrar la red de pozos de monitoreo que represente de la mejor manera la calidad del agua prevaleciente en el acuífero. Para lograr ese objetivo se utilizó un programa de cómputo que elige los puntos que dan una mayor representatividad de la zona en estudio.

Los sitios de monitoreo tomados en cuenta para seleccionar la red de monitoreo óptima, son 110 pozos de los 140 que conforman la red de monitoreo piloto ya que se consideran aptos para muestreo del agua subterránea, mientras que los otros 30 son pozos que presentan alguna dificultad técnica para ser muestreados en forma rutinaria (se requiere quitar el clorador, utilizar algún conector o llave tipo stilson). En la tabla 5.1 se muestra la relación de los pozos que son aptos para el muestreo.

Para obtener los sitios que conforman la red de monitoreo óptima se procedió en dos etapas. La primera etapa se llevó a cabo con la finalidad de satisfacer el primer objetivo de la red: obtener una buena estimación de la calidad del agua en el acuífero. En esta etapa se obtuvo lo que llamamos *red de monitoreo preliminar*. Para obtener esta red se utilizó una metodología basada en el análisis geoestadístico de los parámetros de calidad del agua, la utilización del filtro de Kalman y un método de optimización heurístico. El método se describe con más detalle en la subsección 5.5.1. La segunda etapa tuvo la finalidad de satisfacer el segundo objetivo de la red: estimar la calidad del agua subterránea con más certidumbre en las zonas prioritarias. Para esto se complementó la red preliminar con algunos pozos que ayudan a reducir la varianza de manera importante en las zonas prioritarias que se definirán en la subsección 5.5.2.

Tabla 5.1 Pozos aptos para el muestreo.

POZO	X	Y	POZO	X	Y	POZO	X	Y
G1563	255942	2293883	50 JAPAMI L1431	249309	2288653	S/N	274367	2254234
G28	258294	2294106	1 JAPAMI 1719	255582	2286945	G1074	273276	2260493
G3	264225	2294358	G1672	265851	2258103	10 SAPAM	272189	2256803
512	249273	2284968	G1722	263772	2258257	6 SAPAM	270786	2255466
2724	260375	2292217	G1731	260077	2259299	L684	251411	2268482
G61B R9 Bis	269331	2289364	G1141 R35	261545	2263341	R1 L50	254443	2265954
G699	254750	2279539	G1829	257189	2257498	G899 R26	253651	2269050
G722	256120	2281124	R31	285064	2268748	G887	256054	2271954
G472	258212	2285624	G809	282307	2271012	G1106	266727	2268190
G122	266723	2282010	G311	279172	2275540	1443	273817	2244339
S/N	274098	2279465	17 CMAPAS	270591	2276591	1570 IGC397	286457	2244021
G176	270904	2279933	06 CMAPAS	269822	2275460	IGC 352	287199	2249886
G562	261117	2281813	13 CMAPAS	269893	2274092	CAL 1687	286441	2253231
G533 R14	265579	2279966	28 CMAPAS	270976	2274737	1SMAPAJ,IGC1880	285147	2253929
G832	261324	2272237	29 CMAPAS	270973	2274224	2 SMAPAJ,IGC589	283668	2254647
S/N	259981	2276218	21 CMAPAS G511	269655	2272381	10 JUMAPAC	295339	2266495
72 JAPAMI G459	261502	2283669	G1806 R54	262022	2252546	11JUMAPAC	296876	2264452
G940	271738	2270976	G1814	257694	2255060	S/N	252791	2271746
G1037	272305	2265668	G1591	254349	2256718	G 1329	282816	2258695
G1648A	264019	2265292	G1441	254400	2261222	Los Lobos	270132	2265073
G864	261750	2269664	AP1256	257494	2265699	G1333	282733	2259587
G226	278536	2287752	G999	284469	2265951	1565	255951	2291694
G205A	276558	2284583	G1328	283214	2258544	67 JAPAMI, G621	257925	2288696
R9 GZA-277	272818	2285517	N1684	276376	2258892	G1129 R27	260031	2268069
G165A	273267	2282492	1	272009	2254911	Santa Rosa	265749	2299445
73 JAPAMI 1176	261399	2282976	7T06	276613	2253958	1393	245432	2287054
38 JAPAMI 539	257767	2287796	7 CMAPAS	271331	2278492	L595 CNA 1336	249504	2275210
19 JAPAMI G682	255569	2285435	27 CMAPAS	268410	2275364	G1681	265846	2258531
03 JAPAMI	255547	2287556	9 CMAPAS	270001	2277455	G2732 IGC 446	253236	2244695
23 JAPAMI	254566	2288936	20 PEMEX	272675	2276129	La Taba (332)	294946	2254438
G823	267229	2274569	2 CMAPAS	270933	2275990	7A CFE	273830	2274505
G1041	270070	2266911	G837	260003	2274766	6A CFE	275319	2272939
G1673	265991	2257299	S/N	258394	2275726	24 CFE	276204	2272290
G1771	264823	2256684	G872	257289	2273581	9 CFE	274578	2274772
54 JAPAMI G619	258815	2286160	C-2	279012	2262127	18 CFE	274275	2276426
70 JAPAMI	254101	2290424	G1459	280594	2258783	19A CFE	274206	2276950
45 JAPAMI G629	252790	2286848	3474	285398	2256122			

En la subsección 5.5.4 se presenta la explicación de la determinación de la periodicidad del monitoreo, que está relacionada con los objetivos 1 (descrito arriba) y 3: identificar las tendencias de los parámetros indicadores de problemas de contaminación.

5.5.1 Método para elegir la red de monitoreo preliminar

El método utilizado para elegir la red de monitoreo preliminar es una modificación al método propuesto por la Dra. Graciela Herrera Zamarrón (Herrera, 1998). Este programa combina un filtro de Kalman con una optimización heurística para obtener la red de monitoreo.

El filtro de Kalman puede calcular la varianza del error de la estimación con base en la posición de los sitios de muestreo, sin necesidad de conocer el dato medido en campo. De esta manera el filtro de Kalman se puede utilizar para determinar, dados n sitios de muestreo, cómo afecta añadir uno adicional a la varianza del error de la estimación resultante. Para construir la red de monitoreo preliminar se minimizó una función de la varianza del error de la estimación en todos los pozos de la red piloto para todos los parámetros, esto es, cada nuevo punto que se añadió a la red fue aquel que resultara en un valor de la función menor. La selección de los puntos se llevó a cabo a través de un método heurístico que trabaja secuencialmente, en cada paso se hace una evaluación del valor de la función resultante de añadir cada uno de los pozos seleccionados para muestreo de la red de monitoreo piloto y se elige el que da el valor mínimo de la función.

Como se explicó en la sección 2.3, el filtro de Kalman utiliza como dato de entrada la matriz de covarianza del error de la estimación a priori o inicial. En este trabajo se calculó esta matriz de covarianza para cada parámetro a partir del semivariograma estimado en el análisis geoestadístico. La fórmula que se utilizó para hacer dicho cálculo fue

$$C(h) = C(0) - \gamma(h),$$

donde $C(0)$ es la varianza del parámetro analizado, tomado igual a la meseta del semivariograma, y $\gamma(h)$ es el modelo de semivariograma obtenido en el análisis geoestadístico para dicho parámetro. Para hacer este cálculo es necesario que el semivariograma sea acotado, para poder obtener la meseta. En el caso de la dureza se obtuvo un modelo de potencias que es no acotado, por lo que no se puede obtener una varianza finita y la meseta no existe. Por este motivo no es posible calcular la matriz de covarianza para este parámetro y, por lo tanto, no se incluyó en la elección de la red de monitoreo preliminar.

Como todos los parámetros utilizados por el programa para encontrar la red de monitoreo preliminar utilizan un modelo esférico, la fórmula empleada para generar la matriz de covarianza de cada parámetro quedó de la siguiente forma:

$$C(h) = \frac{C(0)}{2} \left[2 - 3 \left(\frac{h}{a} \right) + \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right] \quad \text{para} \quad 0 \leq h \leq a$$

$$C(h) = 0 \quad \text{para} \quad h > a$$

donde $C(0)$ es la varianza del parámetro analizado, tomado igual a la meseta del semivariograma, a es el alcance del modelo de semivariograma y h la distancia entre dos posiciones en las que se quiere calcular la covarianza.

Para evitar que los parámetros con varianzas mayores pesaran más que los otros en la función objetivo, se dividió la matriz de cada parámetro entre su respectiva meseta o varianza, dando como resultado que la diagonal principal fuera uno. La función que se minimiza en cada paso es la suma de la diagonal de la matriz normalizada para todos los parámetros. A esta función le llamaremos la varianza total del error de la estimación.

El algoritmo elige entonces aquellos pozos que al añadirse minimizan la varianza total del error de la estimación para todos los parámetros.

Para la elección de la red de monitoreo preliminar se eligieron como posibles sitios de muestreo solamente los 110 pozos aptos para el muestreo que se enlistan en la tabla 5.5 pero se estimó la varianza en los 140 pozos que conforman la red piloto.

En este procedimiento es necesario determinar el número de puntos que se incluirán en la red de monitoreo preliminar. Para hacer esto se analizó la varianza total del error de la estimación de todos los parámetros que se obtiene conforme se van añadiendo los pozos seleccionados para formar parte de la red. En la figura 5.1 se muestra la varianza total de la estimación contra el número de pozos elegidos para la red. Como se observa, los primeros pozos elegidos proporcionan mucha información y la varianza total se reduce significativamente, y conforme se

van añadiendo pozos a la red de monitoreo, la información obtenida por cada pozo va disminuyendo. Para medir la contribución relativa de cada pozo se calculó la diferencia de la varianza total producida con $n-1$ pozos y la varianza total producida por n pozos, dividida entre esta última, a lo que llamamos reducción relativa de la varianza total:

$$(\sigma_{Tot}^2(n-1) - \sigma_{Tot}^2(n)) / \sigma_{Tot}^2(n-1).$$

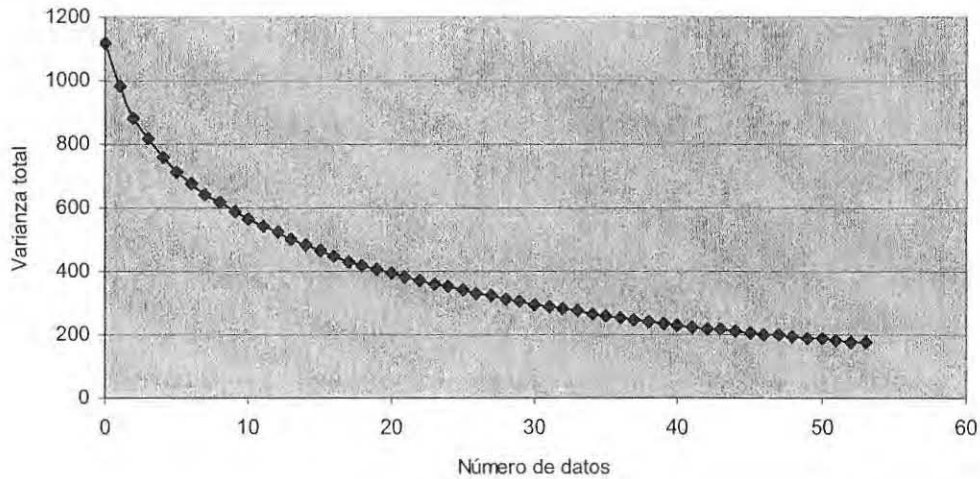


Figura 5.1 Varianza total vs. número de datos.

En la figura 5.2 se muestra la gráfica de la reducción relativa de la varianza total. En esta gráfica se determinó en qué punto la reducción relativa prácticamente se volvía constante lo que indica que la cantidad de información proporcionada se mantiene constante, y se eligieron como posibles números de pozos que se podían incluir en la red de monitoreo. Como se aprecia en la figura pueden ser 17, 26 ó 36 pozos los que conformen la red de monitoreo.

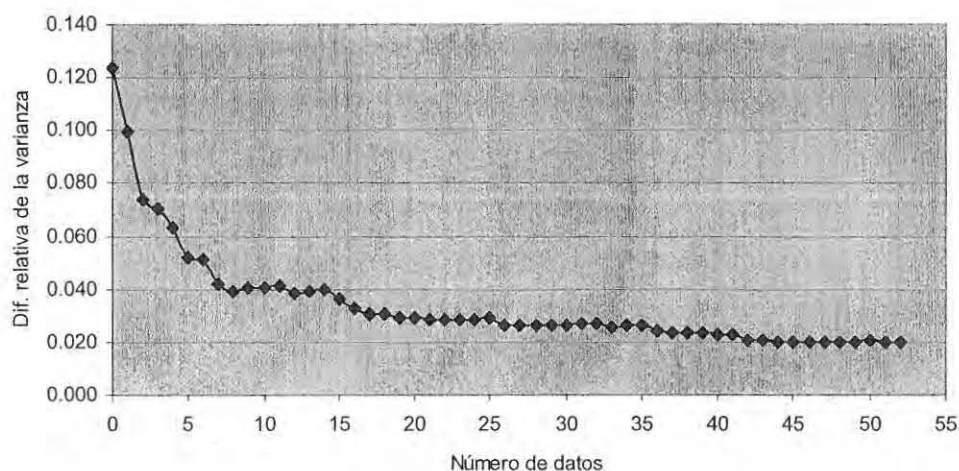


Figura 5.2 Reducción relativa de la varianza total vs. número de datos.

Para decidir cual sería el número de pozos que conformaría la red de monitoreo se calcularon los errores en los pozos entre la estimación obtenida con kriging ordinario con 140 datos y las estimaciones con 17, 26 y 36 respectivamente (tabla 5.2).

El error medio en la estimación es el promedio de las diferencias en la estimación en cada pozo utilizando 140 datos y la estimación utilizando la red de monitoreo. El error porcentual en cada pozo se calculó dividiendo el valor absoluto de la diferencia en la estimación entre el valor absoluto del estimado del pozo utilizando 140 datos.

Para calcular la desviación estándar de los errores se empleó la siguiente fórmula:

$$\sqrt{\frac{n \sum x^2 - (\sum x)^2}{n(n-1)}}$$

Tabla 5.2 Comparación de los errores en la estimación con las diferentes opciones consideradas.

Parámetro	Pozos de la red de monitoreo	Error medio en la estimación	Promedio de los errores porcentuales	Desviación estándar	Pozos estimados
Ln Arsénico	17	0.052	0.073	0.444	140
	26	0.026	0.073	0.454	140
	33	0.058	0.067	0.416	140
	36	-0.015	0.056	0.371	140
Ln Cloruro	17	-0.182	0.178	0.634	138
	26	-0.105	0.147	0.546	140
	33	-0.088	0.127	0.495	140
	36	-0.037	0.104	0.408	140
Ln Conductividad	17	0.012	0.025	0.223	140
	26	0.057	0.024	0.206	140
	33	0.067	0.020	0.174	140
	36	0.056	0.019	0.159	140
Ln Dureza	17	-0.062	0.083	0.551	140
	26	0.085	0.068	0.443	140
	33	0.054	0.065	0.436	140
	36	-0.003	0.057	0.384	140
Ln Fluoruro	17	0.059	3.612	0.450	129
	26	-0.209	3.992	0.390	135
	33	-0.021	3.021	0.371	137
	36	0.004	3.487	0.389	138
Ln Manganeseo	17	-0.194	0.160	0.864	139
	26	-0.298	0.144	0.821	139
	33	-0.271	0.137	0.772	140
	36	-0.192	0.118	0.666	139
Ln Nitrato	17	-0.160	0.102	0.205	140
	26	-0.083	0.076	0.181	140
	33	-0.075	0.069	0.166	140
	36	-0.107	0.078	0.170	140
Ln Sodio	17	0.011	0.081	0.414	138
	26	0.076	0.072	0.365	139
	33	0.130	0.065	0.314	139
	36	0.066	0.069	0.356	139
Ln Temperatura	17	0.023	0.023	0.095	111
	26	-0.016	0.027	0.134	125
	33	-0.021	0.025	0.127	130
	36	-0.018	0.025	0.128	128

En la figura 5.3 se graficó el error medio en la estimación de cada parámetro para cada número de pozos propuesto para conformar la red de monitoreo.

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA

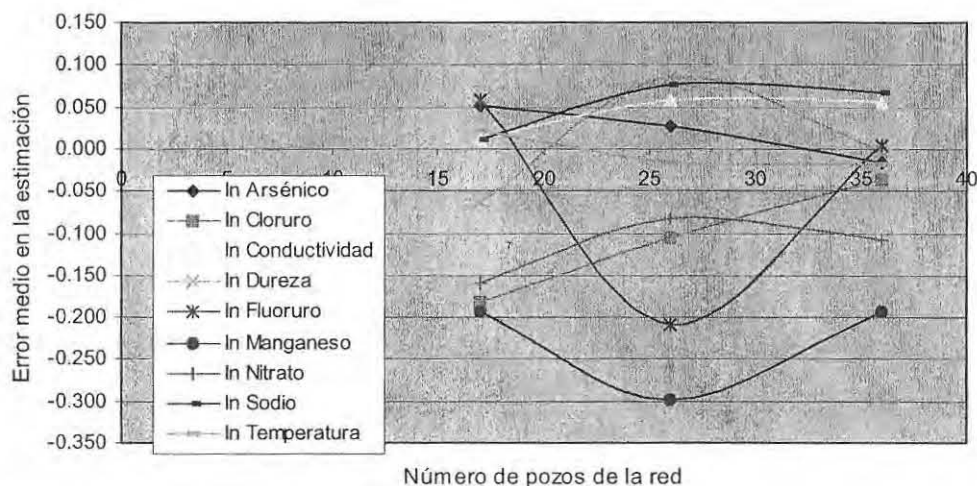


Figura 5.3 Error medio de la estimación de cada parámetro vs. número de pozos de la red.

Se observa que el error medio en la estimación de cada parámetro no necesariamente disminuye cada vez que se incluye un mayor número de pozos en la red de monitoreo. Este error en ocasiones oscila de valores menores a mayores y en otras al contrario. Sin embargo, se puede apreciar que los errores en la estimación de todos los parámetros tienden a cero conforme se emplea un mayor número de pozos en la red. Esto es consistente con lo que afirma la teoría estadística.

En la figura 5.4 se graficó el promedio del error porcentual de cada parámetro para cada número de pozos propuesto. El comportamiento del In fluoruro se presenta aparte, en la figura 5.5, ya que se tiene un rango de valores muy distinto al de los demás parámetros.

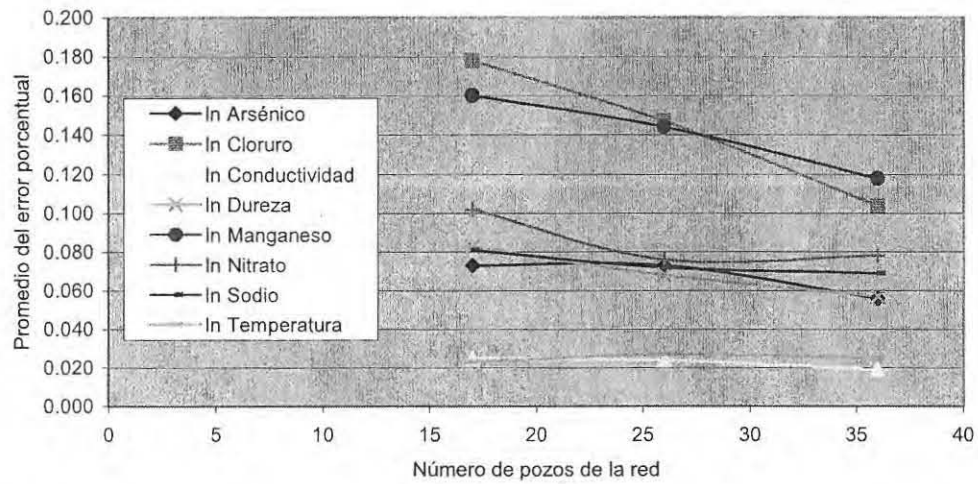


Figura 5.4 Promedio del error porcentual de cada parámetro vs. número de pozos de la red.

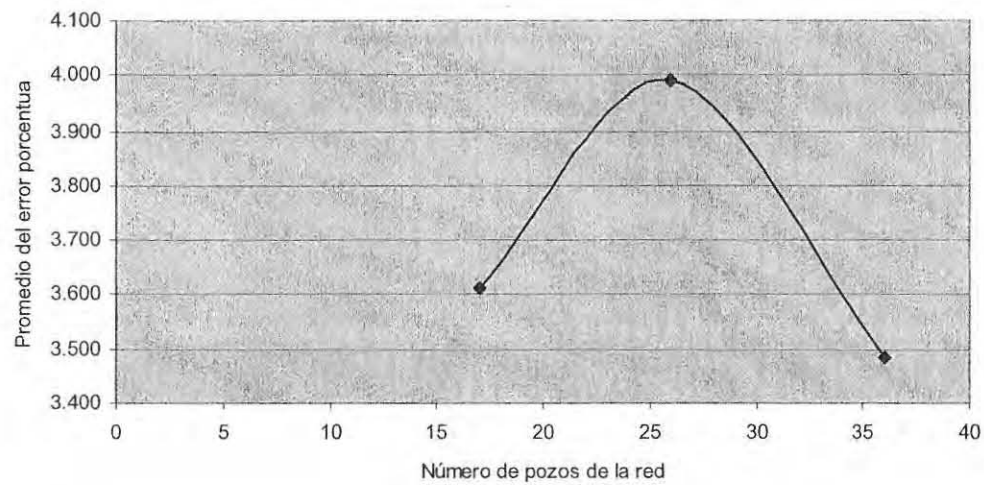


Figura 5.5 Promedio del error porcentual del ln Fluoruro vs. número de pozos de la red.

En la figura 5.6 se graficó la desviación estándar de cada parámetro para cada número de pozos propuesto.

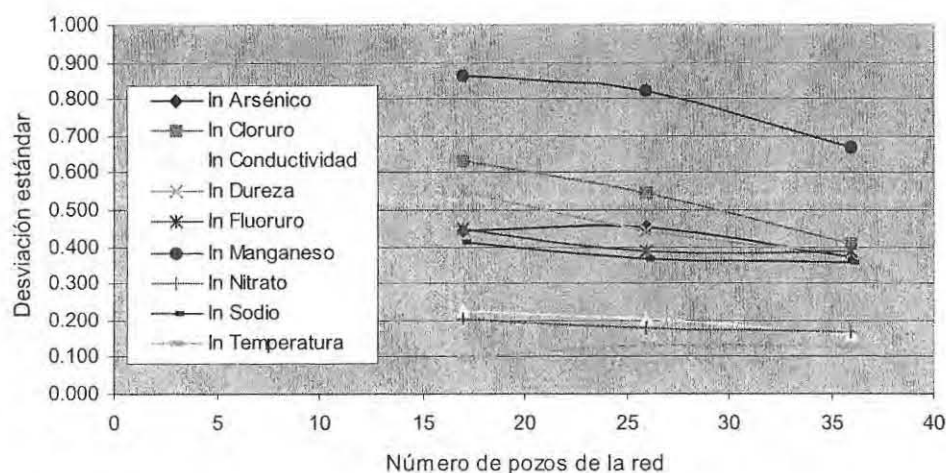


Figura 5.6 Desviación estándar de cada parámetro vs. número de pozos de la red.

En las figuras anteriores se muestra que en la mayoría de los casos el error en la estimación, el promedio del error porcentual y la desviación estándar disminuyen conforme más pozos integran la red de monitoreo. El parámetro para el que los errores muestran oscilaciones mayores es el fluoruro, del que se hablará más adelante.

Del análisis anterior se concluye que el utilizar una red de 26 pozos es suficiente para tener una buena estimación en el acuífero, ya que con ellos se estima en un considerable número de sitios más que al usar una red de 17 pozos y también se observa que el error en la estimación realmente no disminuye mucho si se utilizaran 36 pozos para conformar la red de monitoreo.

Por todo lo anterior se decidió que la red de monitoreo preliminar debía estar compuesta de 26 pozos (ver figura 5.7).

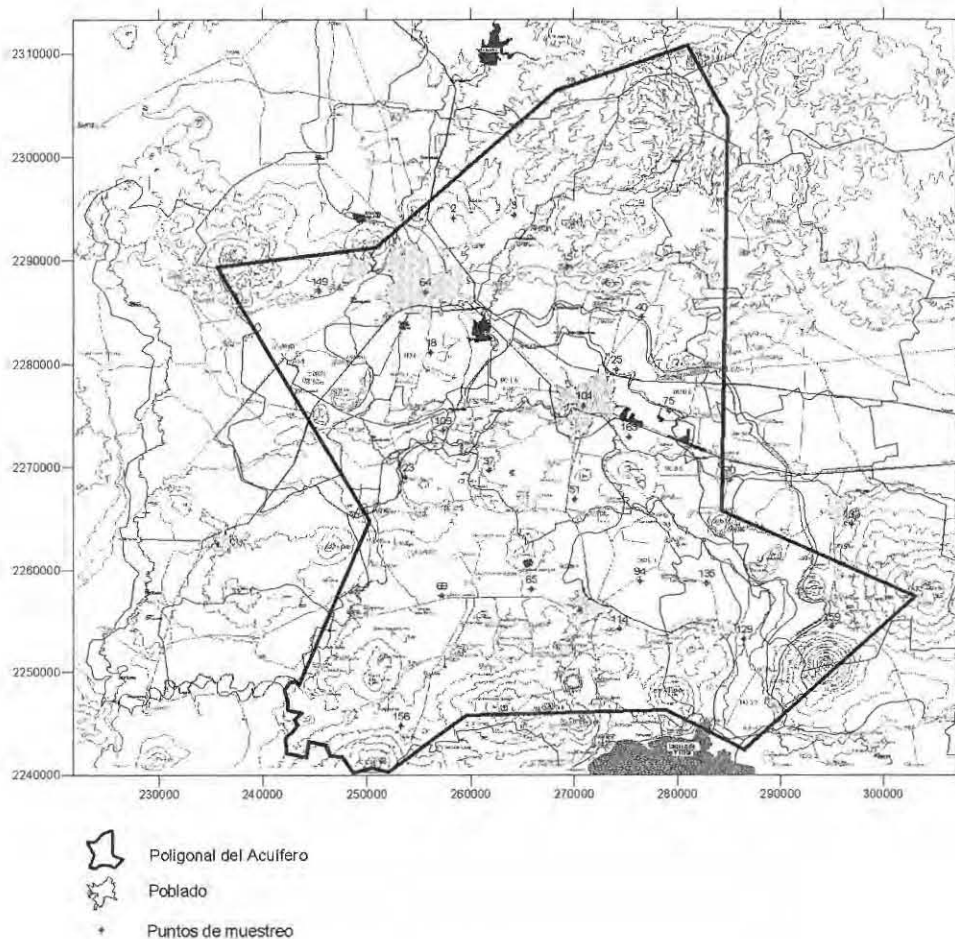


Figura 5.7 Red de monitoreo preliminar.

5.5.2 Red de Monitoreo óptima

Las diferentes fuentes de contaminación (naturales o de origen antropogénico) que se identificaron en el acuífero Irapuato-Valle, impactan desfavorablemente la calidad del agua subterránea en las diversas regiones del área analizada. Por ejemplo, la contaminación difusa asociada con la irrigación, ya sea la que utiliza (parcial o totalmente) aguas residuales, incrementa en el agua subterránea las concentraciones de diversos indicadores como la concentración de nitrato y coliformes fecales y totales y posiblemente plomo, lo que degrada su calidad original.

En el trabajo del IMTA (2003) se identificaron superficies afectadas por contaminación difusa y por degradación natural en las que se sobrepasaban los valores de fondo geoquímico

establecidos en la evaluación de los parámetros. A éstas se les llamaron **zonas prioritarias**. El valor de fondo para cada parámetro se estableció determinando el valor máximo que se puede considerar como de origen natural en el acuífero. De este modo, la definición de las denominadas zonas prioritarias en el acuífero Irapuato-Valle tomó en cuenta las regiones donde se detectaron los mayores impactos desfavorables a la calidad del agua, en el entendido de que su atención en forma de estrategias y acciones para controlar la contaminación del agua en estas regiones, debe considerarse como fundamental, porque de acuerdo con la distribución de las condiciones piezométricas, existe el potencial de dispersión de contaminantes gradiente abajo en la dirección del flujo subterráneo.

Para obtener la red de monitoreo óptima se hizo un análisis del kriging resultante con los 26 pozos y de sus varianzas, junto con la localización de las zonas prioritarias definidas en el acuífero Irapuato-Valle donde se tomaron en cuenta las regiones donde se detectaron los mayores impactos desfavorables a la calidad del agua (ver sección II.1 del anexo II).

Lo que se propuso hacer para tener un mayor control en las zonas prioritarias fue permitir en dichas zonas a lo máximo un incremento del 10% en la desviación estándar con respecto a los resultados obtenidos con las estimaciones realizadas con la red piloto de 140 pozos. El valor máximo permisible de la varianza se encuentra en la zona central de las figuras. Como se puede observar existen partes de las zonas prioritarias que no se encuentran comprendidas por la varianza máxima permisible para cada parámetro.

Con la ayuda de estas figuras se eligieron siete pozos más de los considerados como aptos para el muestreo que ayudan a disminuir la varianza en las zonas prioritarias. Se eligieron pozos aptos para muestreo que estuvieran dentro de las zonas prioritarias y que ayudaran a que dentro de las mismas la varianza no fuera mayor al valor máximo permisible. La red de monitoreo óptima quedó constituida entonces de 33 pozos (ver tabla 5.3).

En la figura 5.8 se muestra la localización de los pozos que conforman la red de monitoreo óptima.

Tabla 5.3 Relación de pozos que conforman la red de monitoreo óptima.

Hoja de campo	Clave de pozo	UTM (NAD27)	
		Longitud E	Latitud N
2	G28	258294	2294106
3	G3	264225	2294358
15	G61B R9 Bis	269331	2289364
18	G722	256120	2281124
25	S/N	274098	2279465
37	G864	261750	2269664
38	G226	278536	2287752
40	G205A	276558	2284583
43	73 JAPAMI 1176	261399	2282976
51	G1041	270070	2266911
61	70 JAPAMI	254101	2290424
63	50 JAPAMI L1431	249309	2288653
64	1 JAPAMI 1719	255582	2286945
65	G1672	265851	2258103
68	G1141 R35	261545	2263341
69	G1829	257189	2257498
70	R31	285064	2268748
75	G311	279172	2275540
83	G1806 R54	262022	2252546
94	N1684	276376	2258892
104	2 CMAPAS	270933	2275990
109	G872	257289	2273581
114	S/N	274367	2254234
122	R1 L50	254443	2265954
123	G899 R26	253651	2269050
129	CAL 1687	286441	2253231
133	11JUMAPAC	296876	2264452
135	G 1329	282816	2258695
145	Santa Rosa	265749	2299445
149	1393	245432	2287054
156	G2732 IGC 446	253236	2244695
159	La Taba (332)	294946	2254438
153	6A CFE	275319	2272939

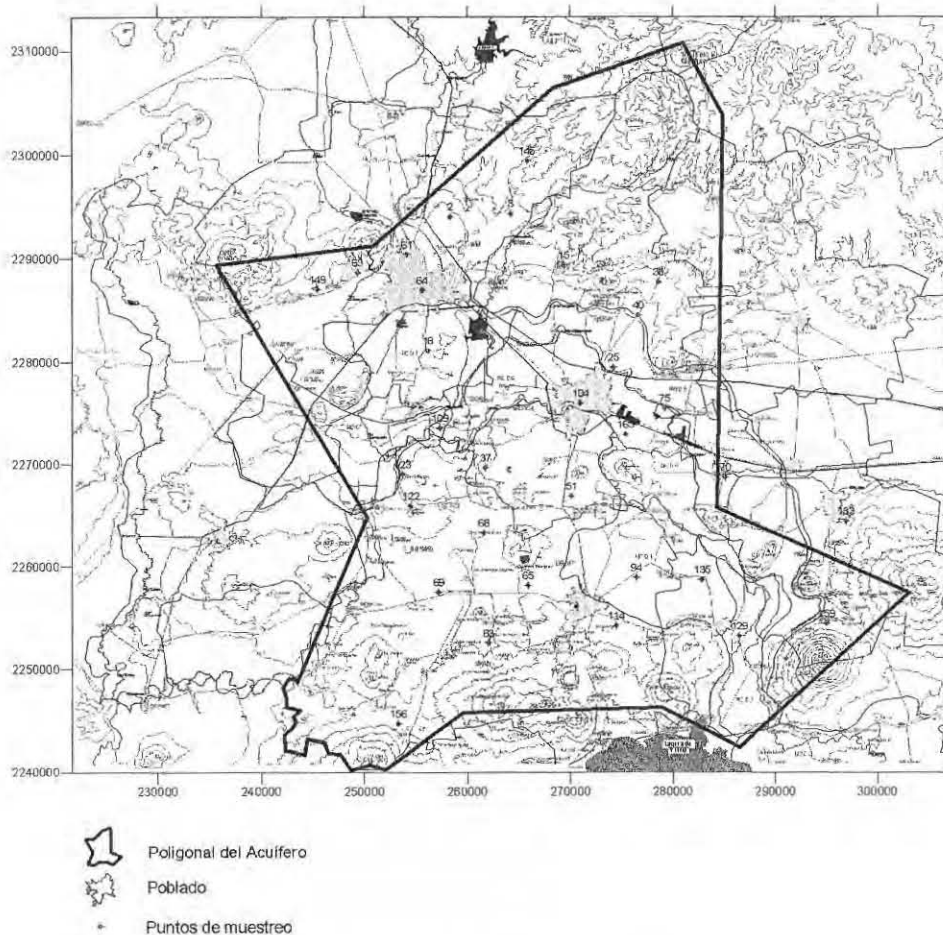


Figura 5.8 Red de monitoreo óptima.

En la sección II.2 del anexo II se analiza la varianza de cada parámetro en sus zonas prioritarias al utilizar los datos de la red óptima. Las varianzas tienen valores aceptables en estas zonas, sin embargo, es recomendable que se habilitaran para el monitoreo los pozos con hojas de campo 58, 161, 146 y 12 ya que ayudarían a reducir en una buena medida la varianza en algunas partes de las zonas prioritarias que no son cubiertas por los pozos aptos para el muestreo.

En el caso del $\ln$ fluoruro se observa que usando los 33 pozos que conforman la red de monitoreo óptima se tiene un promedio de los errores porcentuales del 302.1%, que es un valor muy alto. El error porcentual es grande debido a que los datos de $\ln$ fluoruro utilizados tienen un coeficiente de variación muy grande cuyo valor es -1.335 (ver tabla I.10.1 en el anexo I).

Se realizó una prueba utilizando los 110 pozos aptos para el muestreo (ver tabla 5.4) y aún así se aprecia que se tiene un valor muy alto del promedio de los errores porcentuales (45%).

Tabla 5.4 Errores en las estimaciones del ln fluoruro usando 110 pozos de monitoreo.

Parámetro	Pozos de la red de monitoreo	Error medio en la estimación	Promedio de los errores porcentuales	Desviación estándar	Pozos estimados
Ln Fluoruro	110	-0.007	0.450	0.139	139

Se deduce que para este parámetro es necesario agregar un número muy grande de pozos a la red de monitoreo para lograr disminuir de manera significativa el valor del error porcentual.

Para poder visualizar la distribución del error porcentual en todo el acuífero se dibujaron los contornos del ln error porcentual en toda la malla que define la zona de estudio (figura 5.9). En cada pozo se indica su error porcentual.

En la figura 5.9 se observa que las zonas prioritarias y algunos puntos vecinos a ellas se encuentran dentro de los contornos donde el ln error porcentual tiene valores mayores a 0, lo que significa que están dentro de un rango de error porcentual mayor a 1(100%). Lo anterior implica que en los pozos que se encuentran dentro de las zonas prioritarias y sus vecinos se tienen valores muy altos del error porcentual.

El cálculo de los errores usando la red óptima sin tomar en cuenta las estimaciones en las zonas prioritarias ni en los puntos vecinos a las mismas se presenta en la tabla 5.5.

Del cálculo de los errores en la estimación (tabla 5.5) se obtiene que para el ln fluoruro, el error porcentual promedio fuera de las zonas prioritarias del acuífero es del 30.3% (así se tiene incluso una mejor estimación que la que se obtiene para todo el acuífero usando 110 pozos en la red de monitoreo).

Por todo lo anterior se recomienda que el fluoruro además de ser medido en la red óptima, se mida en todos los pozos de agua potable comprendidos en las zonas prioritarias de este parámetro.

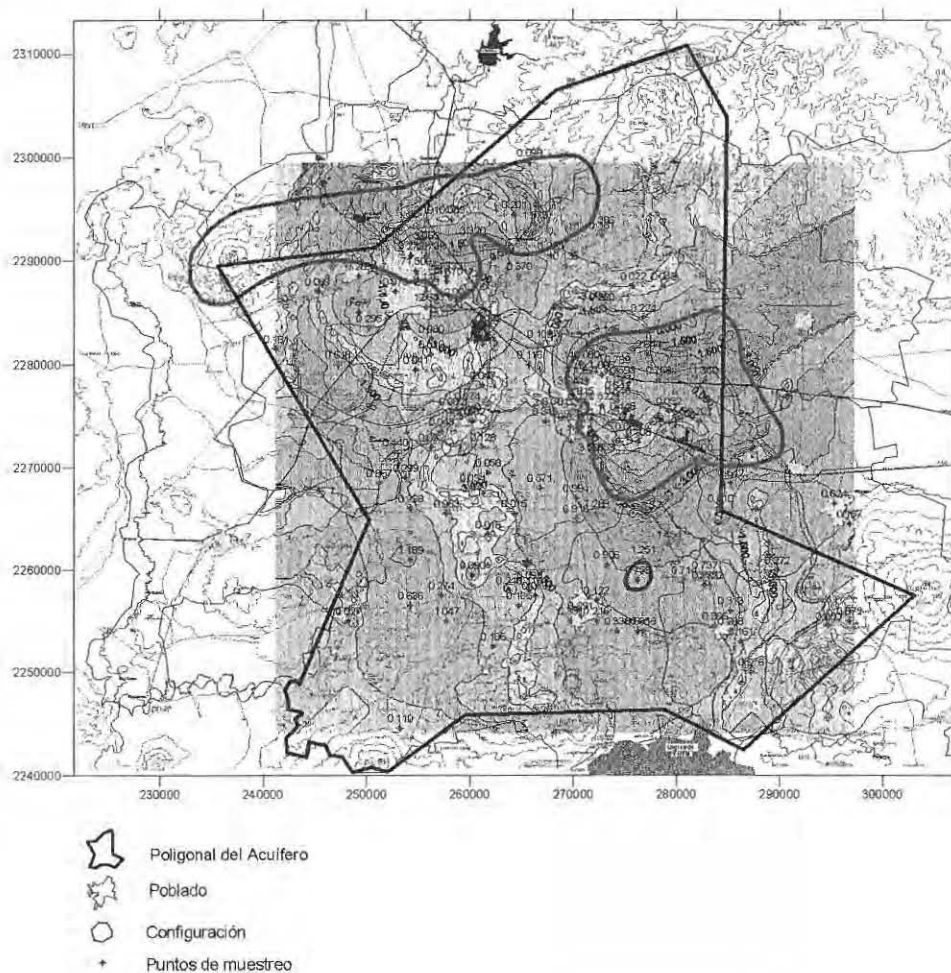


Figura 5.9 Distribución del ln error porcentual.

Tabla 5.5 Errores en las estimaciones fuera de las zonas prioritarias y puntos vecinos del ln fluoruro usando 33 pozos de monitoreo.

Parámetro	Error medio en la estimación	Promedio de los errores porcentuales	Desviación estándar
Ln Fluoruro	-0.097	0.303	0.324

5.5.3 Periodicidad del monitoreo

La frecuencia de medición es importante para establecer las variaciones estacionales de los parámetros de calidad del agua en el acuífero y a largo plazo para identificar la tendencia de los

parámetros. Lo ideal sería poder obtener una frecuencia de monitoreo que optimizara algún criterio, desafortunadamente, en el acuífero de Irapuato-Valle no se tiene un registro histórico de mediciones de la calidad del agua subterránea, por lo cual no es posible aplicar algún método estadístico para determinar la frecuencia más adecuada de las mediciones. Con base en lo anterior, se propone que la periodicidad sea semestral para los parámetros coliformes totales y nitratos, indicadores de contaminación de origen antropogénica y anual para el plomo. Con relación a los indicadores de contaminación natural arsénico y fluoruro, en vista de su toxicidad a la población, se deben analizar semestralmente. El manganeso no ocasiona problemas a la salud de la población, es un parámetro básicamente estético, por lo que puede analizarse anualmente (ver tabla 5.6).

Tabla 5.6 Parámetros que se recomienda medir en la red de monitoreo óptima y su frecuencia de muestreo.

Periodicidad del muestreo	Requerimiento mínimo	Recomendables (adicionales)	Recomendables (adicionales)
Semestral	Coliformes totales, Nitratos, Sodio, Dureza, Arsénico, Fluoruro, Temperatura, Conductividad eléctrica, Cloruro	Parámetros de campo: (pH, Eh, Oxígeno Disuelto, Alcalinidad)	Parámetros de laboratorio: (Sulfato, Potasio, Coliformes fecales)
Anual	Plomo, Manganeso		Boro, Hierro

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Se eligieron 26 pozos para conformar la red de monitoreo preliminar, ya que es el número mínimo de pozos que disminuye de forma importante la varianza en la zona de estudio y que además estima valores en la mayor cantidad de sitios donde se encuentran los pozos que conforman la red piloto.

Con el objetivo de permitir en las zonas prioritarias un incremento máximo del 10% en la desviación estándar del error de la estimación con respecto a la obtenida en las estimaciones realizadas con la red piloto de 140 pozos, se añadieron a la red preliminar 7 pozos de los considerados como aptos para el muestreo. La red de monitoreo óptima quedó constituida entonces de 33 pozos. En pequeñas áreas de las zonas prioritarias no fue posible satisfacer este criterio por falta de pozos aptos para el muestreo, por este motivo se recomienda habilitar los pozos con hojas de campo 58, 161, 146 y 12 ya que ayudarían a reducir la varianza en esas zonas.

El promedio del error porcentual de la estimación obtenido utilizando la red óptima es de aproximadamente el 10% de la estimación en casi todos los parámetros a excepción del fluoruro donde el error es del 302.1%.

En el caso del fluoruro el error porcentual de la estimación obtenido utilizando la red óptima es grande debido a que los datos de ln fluoruro utilizados tienen un coeficiente de variación muy grande cuyo valor es -1.335 . Aún monitoreando los 110 pozos aptos para el muestreo el promedio del error porcentual para este parámetro es del 45%. Por este motivo se recomienda que el fluoruro además de ser medido en la red óptima, se mida en todos los pozos de agua potable comprendidos en las zonas prioritarias de este parámetro.

Como lo muestran los resultados del fluoruro, un posible criterio alternativo en el diseño de una red de monitoreo de calidad del agua subterránea lo puede ser el coeficiente de variación.

7. BIBLIOGRAFÍA

ASCE (American Society of Civil Engineers), *Long-Term Groundwater Monitoring: The State of the Art*, Task Committee on the State of the Art in Long-term Groundwater Monitoring Design, U.S.A., 2003.

-----, Task Committee on Geostatistical Techniques, "Review of geostatistics in geohidrology I: Basic concepts.", *Journal of Hydraulic Engineering*, vol.CXVI, 5, 1990a, pp. 612-632.

-----, Task Committee on Geostatistical Techniques, "Review of geostatistics in geohidrology II: Applications.", *Journal of Hydraulic Engineering*, vol.CXVI, 5, 1990b, pp. 633-658.

Buller, R. D., A. Gradet, y V.S. Reed, "Ground water monitoring system design in a complex geologic setting", *Proceedings of the Fourth National Symposium on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring*, National Water Well Association, Worthington, U.S.A., 1984, pp. 186-194.

Cameron, K., y P. Hunter, *Optimization of LTM networks, using GTS: Statistical approaches to spatial and temporal redundancy*, Air Force Center for Environmental Excellence, Brooks AFB, Texas, 2000.

Davis, C. B., G.P. Patil (ed.), y C. R. Rao (ed.), Environmental regulatory statistics. *Handbook of Statistics*, vol.XII, Elsever Science, New York, 1994, pp. 817-865.

Davis, C. B., y R. J. McNichols, "Ground water monitoring statistics update part I: Progress since 1988", *Ground Water* (fall), 1994a, pp.148-158.

-----, "Ground water monitoring statistics update part II: Nonparametric prediction limits", *Ground Water* (fall), 1994b, pp.159-175.

Díaz, M.A., *Geoestadística Aplicada*, Instituto de Geofísica, UNAM, Instituto de Geofísica y Astronomía, CITMA, Cuba, 2002.

Dougherty, D. E., y R. A. Marryott, "Optimal groundwater management: 1. Simulated annealing.", *Water Resources Research*, vol. XXVII, 10, 1991, pp. 2493-2508.

Escolero, Ó. A., J. Alcocer, B. Jiménez (ed.), L. Marín (ed.), y D. Morán (coord.), "Desecación de los lagos cráter del Valle de Santiago, Guanajuato", *El agua en México vista desde la Academia*, Academia Mexicana de Ciencias, México, 2004, pp. 99-115.

García, E., *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*, Instituto de geografía, UNAM, Segunda edición, México, 1983.

Gelb, A., J. F. Kasper, R. A. Nash, C. F. Price, y A. A. Sutherland, *Applied Optimal Estimation*, THE M.I.T. PRESS, Massachusetts, U.S.A., 1996.

Geofísica de Exploraciones GUYSA, S.A. de C.V. (CEASG), *Estudio hidrogeológico y modelo matemático del acuífero del Valle de Irapuato – Valle de Santiago*, Documento del plan estatal hidráulico de Guanajuato, México, 1998.

Goldberg, D. E., *Genetic Algorithms in search, optimization, and machine learning*, Addison-Wesley-Longman-Reading, Massachusetts, 1989.

Herrera, G., *Cost Effective Groundwater Quality Sampling Network Design*, Ph. D. Dissertation, University of Vermont, Burlington, Vermont, 1998.

Herrera, G., J. Guarnaccia, y G. F. Pinder, A methodology for the design of space-time groundwater quality sampling networks, *Proceedings of the Conference Computational in Water Resources XIII, vol. 1, Computational methods, subsurface and transport*, L.R. Bentley, et al., Balkema, Rotterdam, 2000, pp.579-585.

Holland, J. H., *Adaptation in natural and artificial systems*. University of Michigan Press, Ann Arbor, Michigan, 1975.

Hudak, P.F., y H. A. Loáiciga, "An optimization method for monitoring network design in multilayered ground-water flow systems", *Water Resources Research*, vol. XXIX, 8, 1993, pp. 2835-2845.

Hudak, P.F., H. A. Loáiciga, y M. A. Marino, "Regional-scale groundwater quality monitoring via integer programming.", *Journal of Hydrology*, vol. CLXIV, 1995, pp. 153-170.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 1995. *Estadísticas del Medio Ambiente, México 1994*, INEGI, Aguascalientes, México, pp. 447.

IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua), González, L., G. Herrera, A. Cardona, J. Mora, H. E. Júnez, L. Becerra, y C. Gutiérrez, *Contaminación difusa en el agua subterránea en el acuífero Irapuato-Valle, Gto.*, Comisión Nacional del Agua, México, Diciembre 2003.

Johnson, V. M., M. N. Ridley, R. C. Tuckfield, y R. A. Anderson, "Reducing the sampling frequency of groundwater monitoring wells.", *Environmental Science and Technology*, vol. XXX, 1996, pp. 355-358.

Köppen, W., *Climatología*, Fondo de cultura económica, México, 1948.

Loáiciga, H. A., "An optimization approach for ground-water quality monitoring network design.", *Water Resources Research*, vol. XXV, 8, 1989, pp. 1771-1780.

Mahar, P.S., y B. Datta, "Optimal monitoring network and ground-water-pollution source identification.", *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. CXXIII, 4, 1997, pp. 199-207.

Marryott, R. A., D. E. Dougherty, y R. L. Stollar, "Optimal groundwater management: 2. Application of simulated annealing to a field-scale contamination site." *Water Resources Research*, vol. XXIX, 4, 1993, pp. 847-860.

Massman, J., y R. A. Freeze, "Ground-water contamination from waste-management sites: The interaction between risk-based engineering design and regulatory policy, 1. Methodology." *Water Resources Research*, vol. XXIII, 2, 1987, pp. 351-367.

Metropolis, N., A. W. Rosenbluth, M. N. Rosenbluth, A. H. Teller, y E. Teller, "Equations of state calculations by fast computing machines." *Journal of Chemistry and Physics*, vol. XXI, 6, 1953, pp. 1087-1091.

Meyer, P. D., y E. D. Brill, "Method for locating wells in a ground-water monitoring network under conditions of uncertainty.", *Water Resources Research*, vol. XXIV, 8, 1988, pp. 1277-1282.

Naber, S., B. Buxton, N. McMillan, y A. Soares, "Statistical method for assessing the effectiveness of intrinsic remediation." *Proceedings of the Fourth International Symposium on In Situ and On-Site Bioremediation*, vol. V, Battelle Press, Columbus, Ohio, 1997, pp. 348-354.

Olea, R., "Sampling design optimization for spatial functions.", *Mathematical Geology*, vol. XVI, 4, 1984, pp. 365-391.

Reed, P. M., B. S. Minsker, y A. J. Valocchi, "Cost-effective log-term groundwater monitoring design using a genetic algorithm and global mass interpolation.", *Water Resources Research*, vol. XXXVI, 12, 2000, pp. 3731-3741.

-----, "Why optimize long term groundwater monitoring design? A multiobjective case study of Hill Air Force Base.", *Proceedings of the ASCE World Water and Environmental Resources Congress*, Orlando, Florida, 2001a.

Reed, P. M., B. S. Minsker, y D. Goldberg, "A multiobjective approach to cost effective long-term groundwater monitoring using an elitist nondominated sorted genetic algorithm with historical data.", *Journal of Hydroinformatics*, vol. III, 2, 2001b, pp. 71-89.

Ridley, M., y D. MacQueen, *Cost-effective sampling of groundwater monitoring wells*, HAZMACON 1995, San Jose, California, 1995.

Rizzo, D. M., y D. E. Dougherty, "Design optimization for multiple management period groundwater remediation." *Water Resources Research*, vol. 32, 8, 1996, pp. 2549-2561.

Rohuani, S., "Variance reduction analysis.", *Water Resources Research*, vol. XXI, 6, 1985. pp. 837-846.

Rohuani, S., y T. J. Hall, "Geostatistical schemes for ground-water sampling." *Journal of Hydrology*, vol. LXXXI, 1, 1988, pp. 85-102.

Samper, F.J. y J. Carrera, *Geoestadística, aplicaciones a la hidrogeología subterránea*, Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería, Barcelona, 1990.

Scheibe, T.D., y D. P. Lettenmaier, "Risk-based selection of monitoring wells for assessing agricultural chemical contamination of ground water." *Ground Water Monitoring Review*, vol. IX, 4, 1989, pp. 98-105.

SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos), *Estudio geohidrológico cuantitativo de los acuíferos del Alto Lerma, Guanajuato*, Geohidrología Mexicana, S.A., México, 1979.

Storck, P. J., J. W. Eheart, y A. J. Valocchi, "A method for the optimal location of monitoring wells for detection of ground-water contamination in three-dimensional aquifers.", *Water Resources Research*, vol. XXXIII, 9, 1997, pp. 2081-2088.

Tuckfield, R. C., E.P. Shine, R. A. Hiersgesell, M. E. Denham, C. Beardsley, y S. Reboul, "Using geoscience and geostatistics to optimize groundwater monitoring networks at the Savannah River Site.", *Proceedings of the Water and Environment Congress*, ASCE Press, Reston, Virginia, 2001, pp. 1-17.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), *RCRA Groundwater monitoring Technical Enforcement Guidance Document*, Office of Solid Waste and Emergency Response, USEPA, Washington, D.C., 1986.

-----, *Statistical analysis of ground-water monitoring data at RCRA (Resource Conservation and Recovery Act) facilities, interim final guidance*. U.S. EPA Report No. EPA/530-SW-89-026, office of Solid Waste, USEPA, Washington, D.C., 1989.

Wagner, B., "Sampling design methods for groundwater modeling under uncertainty." *Water Resources Research*, vol. XXXI, 10, 1995, pp. 2581-2591.

ANEXO I

Análisis geoestadístico

I. Análisis geoestadístico

En esta sección se presenta el análisis geoestadístico de los parámetros seleccionados para obtener la red de monitoreo óptima en el acuífero Irapuato-Valle, Guanajuato. Los parámetros analizados fueron arsénico, conductividad eléctrica, cloruro, dureza, fluoruro, manganeso, nitrato, sodio y temperatura. La teoría relativa al análisis geoestadístico se presenta en la sección 5.4 de la tesis.

Se realizó una transformación logarítmica a los datos de todos los parámetros para obtener una distribución normal de los mismos.

En la mayoría de los parámetros se utilizó un modelo teórico del semivariograma de tipo esférico con excepción de la conductividad eléctrica en la que se empleó un modelo de potencias.

Al final del anexo se presentan tablas resumen de los resultados del análisis.

I.1 Análisis geoestadístico del arsénico

Al iniciar el análisis exploratorio del arsénico se tiene que para este parámetro se cuenta con 136 puntos de medición ya que en 2 pozos no se tiene información y en otros 2 se tienen valores menores al límite de detección (0.007). El arsénico se midió en mg/l.

No se detectaron valores que se alejaran significativamente del valor medio de la muestra ni valores muy diferentes a los de sus vecinos más cercanos. Por lo tanto se puede decir que no se tienen valores atípicos (*outliers*).

La prueba de normalidad se llevó a cabo analizando el histograma de la muestra en el que se aprecia una asimetría positiva en los datos (figura I.1.1), luego entonces la distribución no es normal. Para resolver el problema de asimetría en la distribución se hizo una transformación logarítmica a los datos (figura I.1.2). Dicha transformación mejoró la simetría de la distribución. La comparación de los estadígrafos de ambas distribuciones se muestra en la tabla I.1.1. El cálculo subsecuente se realizó con los datos transformados.

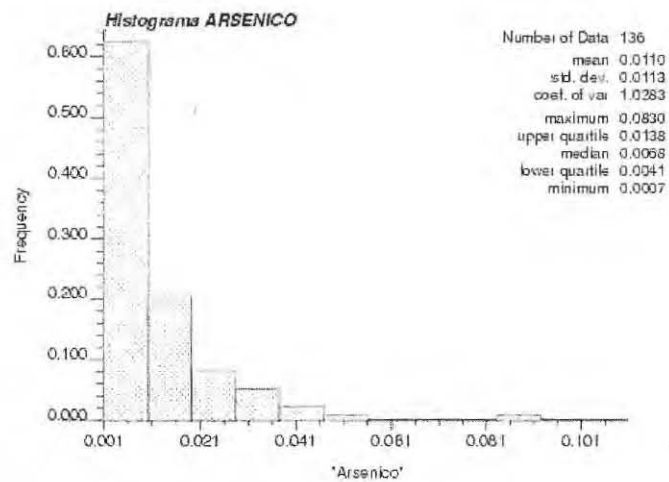


Figura I.1.1 Histograma de los datos de arsénico.

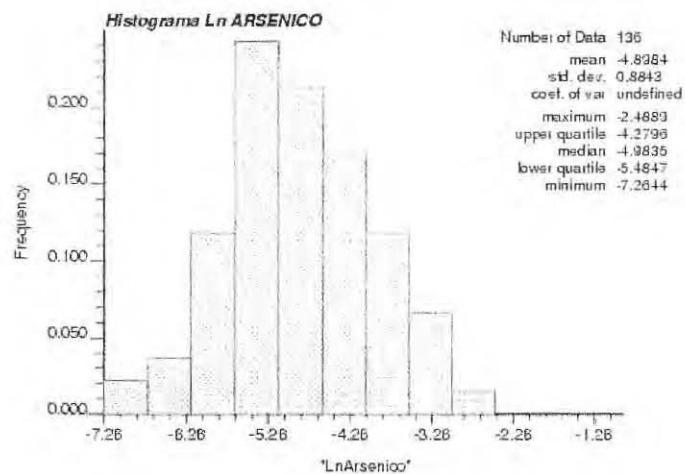


Figura I.1.2 Histograma de los datos de ln arsénico.

Tabla I.1.1 Resumen de los resultados de los estadígrafos.

ESTADÍGRAFOS	ARSÉNICO (mg/l)	
	Arsénico	Ln Arsénico
Número total	136	136
Distancia máxima	61208	61208
Valor medio	0.011	-4.898
Desviación estándar	0.011	0.884
Coefficiente de variación	1.024	-0.180
Máximo	0.083	-2.489
3er cuartil	0.014	-4.280
Mediana	0.007	-4.984
1er cuartil	0.004	-5.485
Mínimo	0.0007	-7.264
Curtosis	12.399	-0.045
Coefficiente de asimetría	2.873	0.050

Al hacer el análisis espacial del arsénico se observó que la muestra está distribuida espacialmente de manera más densa al centro de la región, y en forma esporádica hacia las esquinas. No obstante lo anterior, se encuentra bien distribuida en la zona de estudio. Esta observación se aplica a todos los parámetros analizados, por lo que en las siguientes secciones ya no se menciona.

El valor máximo permisible para el arsénico de acuerdo a la NOM 127 SSA1-1994 es de 0.035 mg/l. En la figura I.1.3 aparecen de rojo los puntos que exceden la norma (5) y de azul los que se encuentran por debajo de la norma (131).

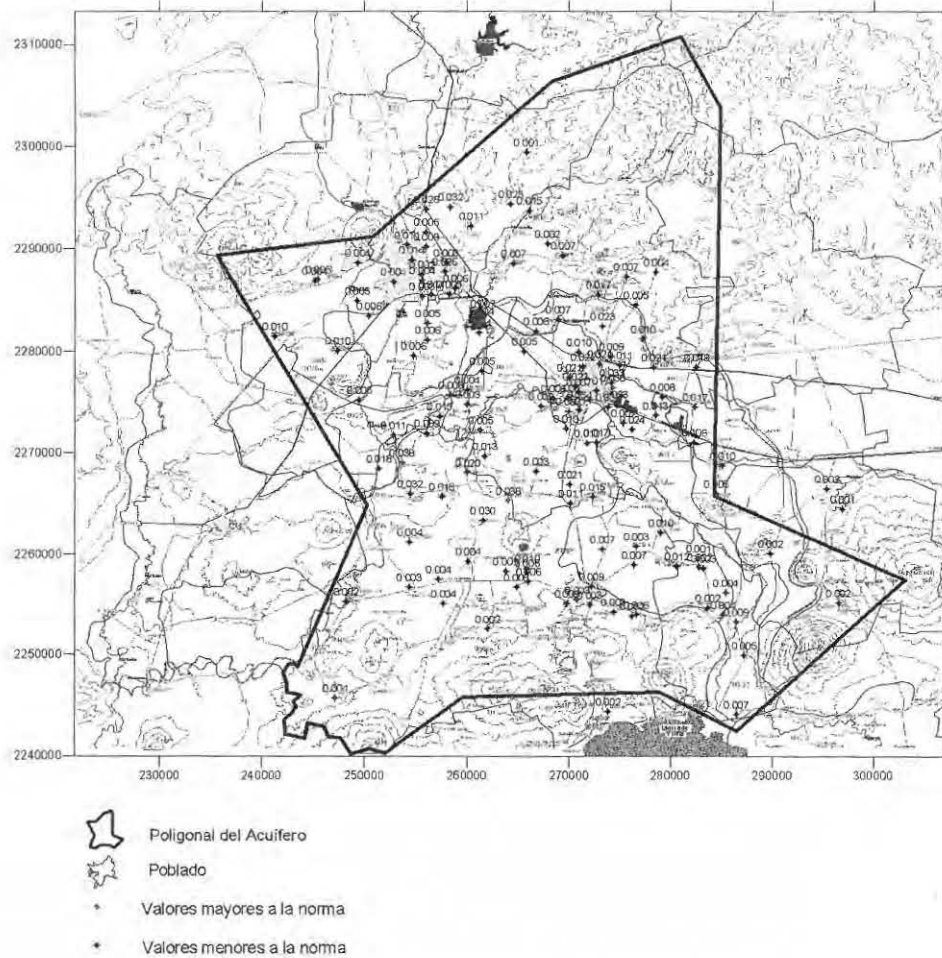


Figura I.1.3 Localización de los pozos utilizados en el análisis geoestadístico del arsénico.

Para el análisis estructural de los datos del arsénico, primeramente se dibujó el semivariograma con los datos transformados y después se le ajustó a la función resultante un modelo de tipo esférico. En la figura I.1.4 se aprecia gráficamente que el modelo ajustó muy bien y el ajuste se puede tomar como bueno debido a que el criterio de Akaike dió un valor muy pequeño de -660.373 . La línea continua es el semivariograma experimental y la línea segmentada es el teórico. En la tabla I.1.2 se muestran los parámetros del modelo obtenido.

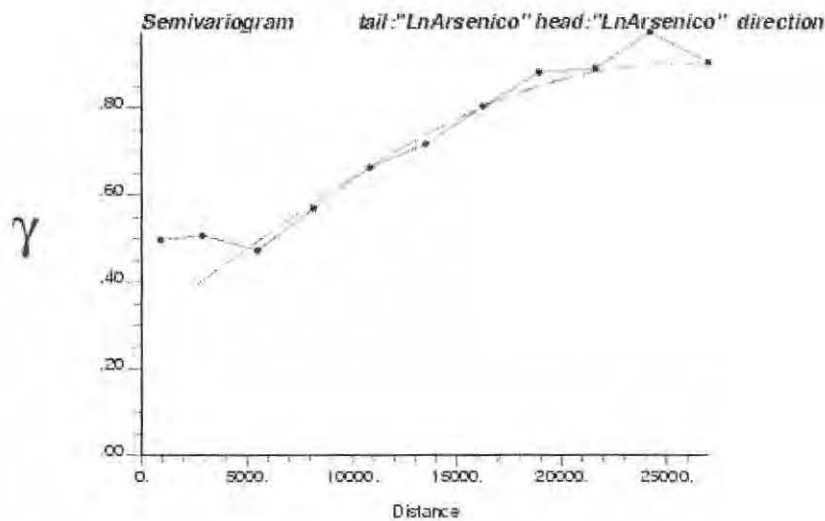


Figura I.1.4 Semivariograma de los datos de ln arsénico.

Tabla I.1.2 Modelación de la función de correlación espacial.

Variable	Modelo	Nugget	Sill	Alcance	Criterio de Akaike
Ln Arsénico	Esférico	0.3	0.9	25000	-660.373

Ya teniendo el modelo ajustado, se procedió a realizar la estimación espacial mediante kriging ordinario, el cual consiste en interpolar espacialmente el valor de la propiedad en un punto mediante una combinación lineal de sus n vecinos más cercanos. Los resultados del kriging para el logaritmo natural del arsénico se muestran en la figura I.1.5. Con fines ilustrativos, también se obtuvo una estimación del arsénico, aplicando la función exponencial a los resultados del kriging para ln arsénico, los resultados se muestran en la figura I.1.6. No se obtuvo la varianza de esta estimación porque no se utilizará en los cálculos subsecuentes.

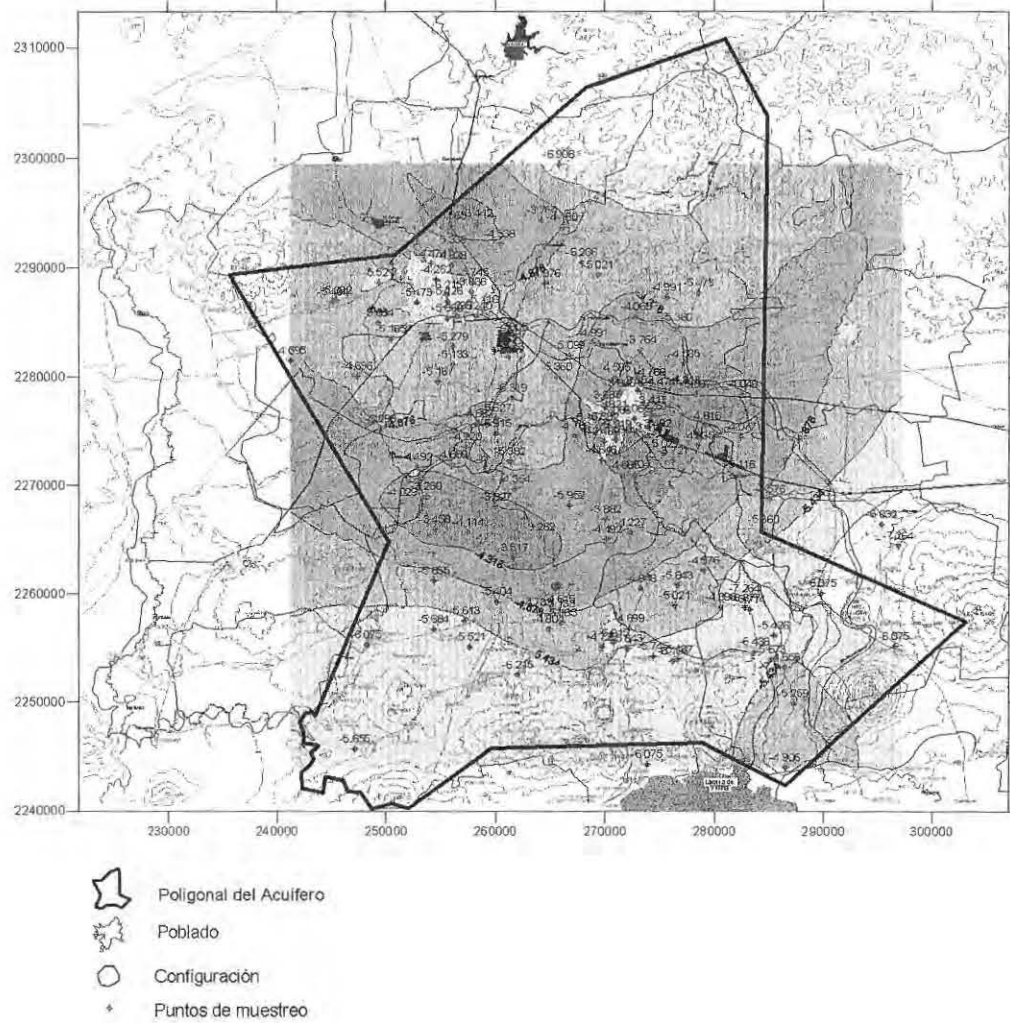


Figura I.1.5 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de ln arsénico.

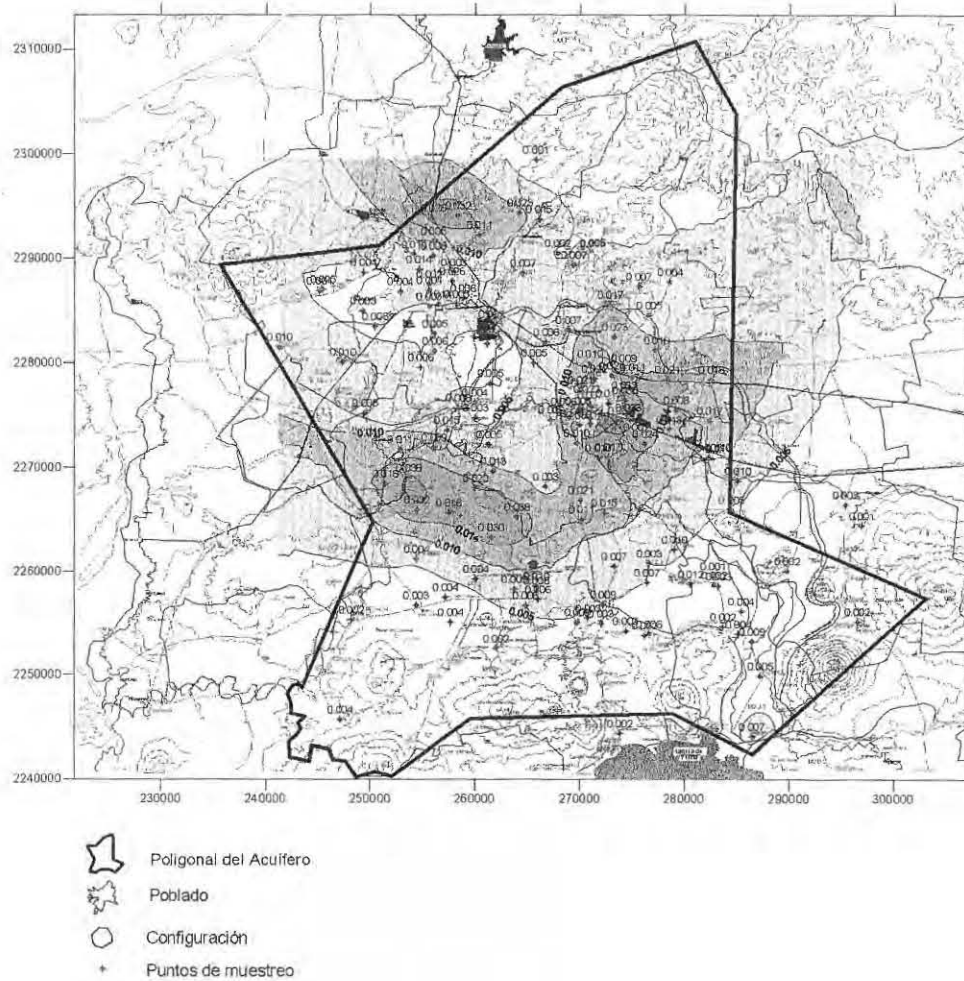


Figura I.1.6 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de arsénico.

También se graficaron los resultados de la varianza del error de la estimación. Como se muestra en la figura I.1.7 la varianza es pequeña, la zona central del acuífero tiene varianzas menores a 0.596.

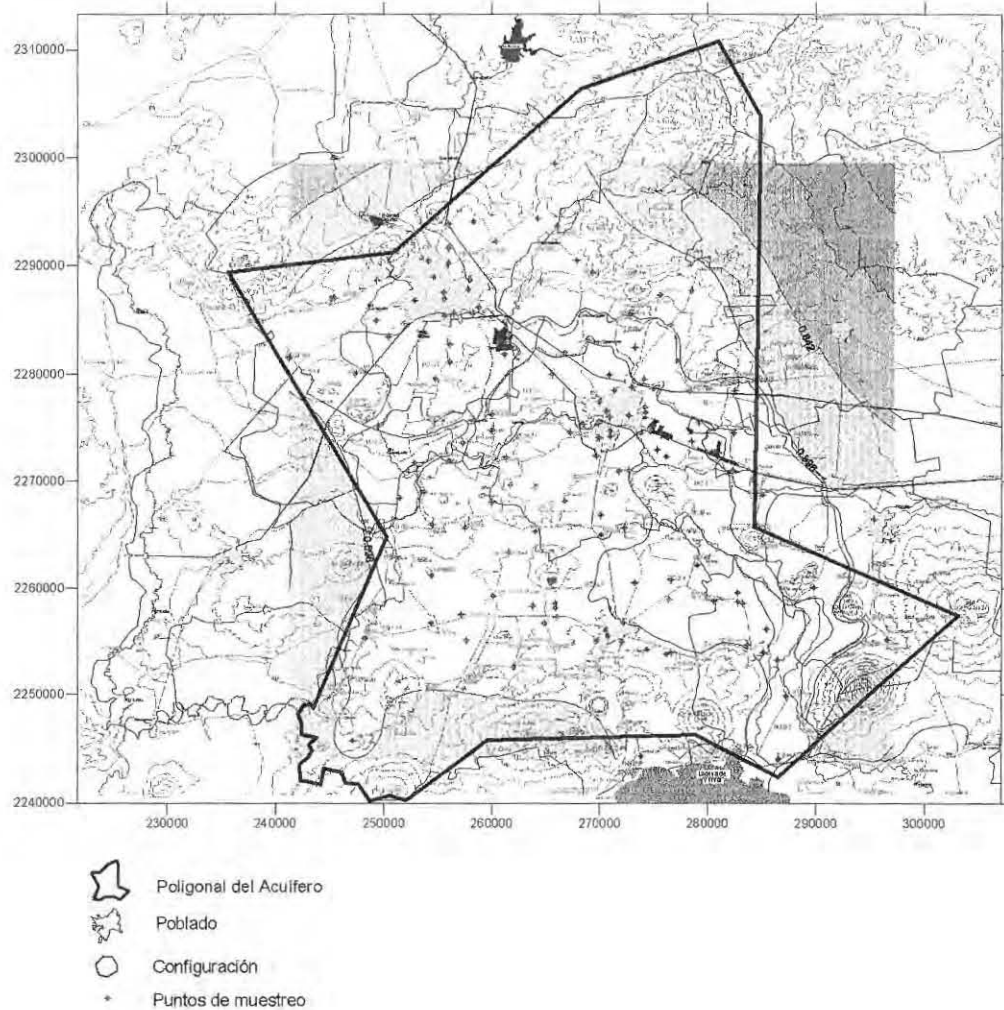


Figura I.1.7 Resultados del kriging ordinario, valores de la varianza de ln arsénico.

En la tabla I.1.3 se presenta un resumen de los resultados de las predicciones. Los valores estimados tanto máximos como mínimos son muy semejantes a los datos tomados en campo. Lo anterior junto con los valores pequeños de la varianza nos indican que se tiene una buena modelación de la distribución de este parámetro en el área de estudio. Los valores de la curtosis y del coeficiente de asimetría nos indican que la distribución de los valores estimados es simétrica

Tabla I.1.3 Resumen de resultados de las predicciones.

Kriging Ordinario	Ln Arsénico	Arsénico
Valor estimado mínimo	-6.542	0.001
Valor estimado máximo	-3.759	0.023
Varianza mínima	0.358	-----
Varianza máxima	1.584	-----
Curtosis	-0.654	1.011
Coefficiente de asimetría	0.046	1.105

Como resultado de la validación cruzada de ln arsénico, en la figura I.1.8 aparecen las diferencias entre el valor real y el estimado al quitar cada uno de los datos. Los errores positivos aparecen en azul y los negativos en rojo. Se observa una distribución uniforme de los mismos en el área de estudio. La tabla I.1.4 presenta un resumen de los resultados de la validación cruzada.

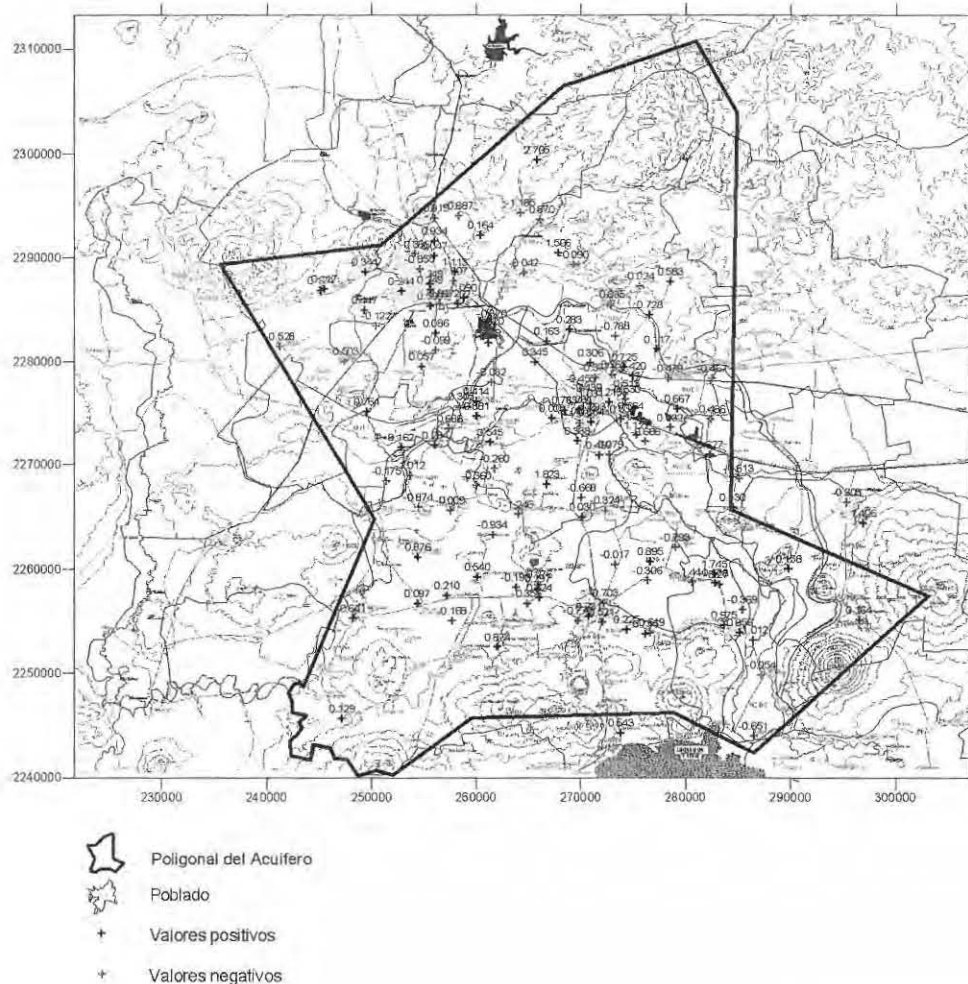


Figura I.1.8 Resultados de la validación cruzada de los estimados de ln arsénico.

Tabla I.1.4 Resumen de resultados de la validación cruzada..

Validación Cruzada	Ln Arsénico
Error mínimo	-1.968
Error Máximo	2.705
Valor medio del error	0.026
Varianza Media	0.457

En la tabla anterior se observa que el valor medio de los errores en la estimación en los pozos y la varianza media de la estimación son muy pequeños. Debido a que los errores mínimos y máximos en la estimación no son muy grandes se puede decir que se tiene una buena estimación en los pozos.

I.2 Análisis geoestadístico del cloruro

Al iniciar el análisis exploratorio del cloruro se tiene que para este parámetro se cuenta con 140 puntos de medición. El cloruro se midió en mg/l.

No se detectaron valores que se alejaron significativamente del valor medio de la muestra ni valores muy diferentes a los de sus vecinos más cercanos. Por lo tanto se puede decir que no se tienen valores atípicos (outliers).

La prueba de normalidad se llevó a cabo analizando el histograma de la muestra en el que se aprecia una asimetría positiva en los datos (figura I.2.1), luego entonces la distribución no es normal. Para resolver el problema de asimetría en la distribución se hizo una transformación logarítmica a los datos (figura I.2.2). Dicha transformación mejoró la simetría de la distribución. La comparación de los estadígrafos de ambas distribuciones se muestra en la tabla I.2.1. El cálculo subsecuente se realizó con los datos transformados.

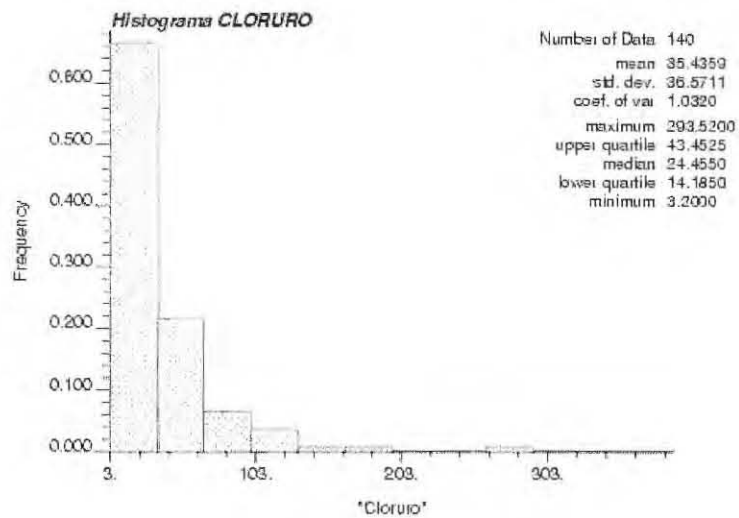


Figura I.2.1 Histograma de los datos de cloruro.

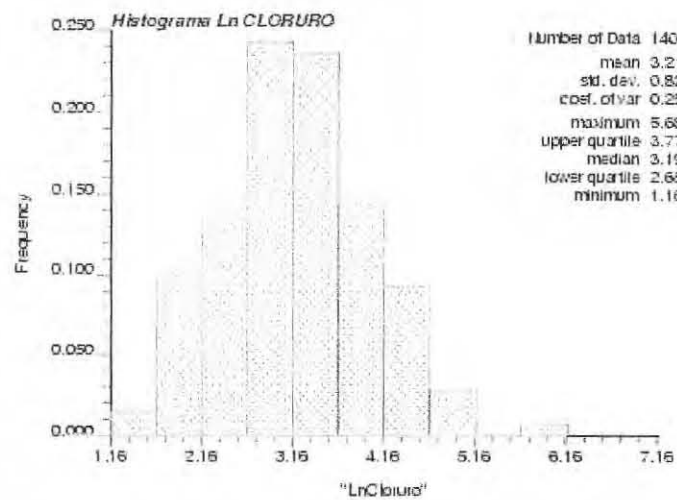


Figura I.2.2 Histograma de los datos de ln cloruro.

Tabla I.2.1 Resumen de los resultados de los estadígrafos.

ESTADÍGRAFOS	CLORURO (mg/l)	
	Cloruro	Ln Cloruro
Número total	140	140
Distancia máxima	61208	61208
Valor medio	35.436	3.211
Desviación estándar	36.571	0.826
Coefficiente de variación	1.032	0.257
Máximo	293.520	5.682
3er cuartil	43.452	3.771
Mediana	24.455	3.197
1er cuartil	14.185	2.652
Mínimo	3.200	1.163
Curtosis	18.118	-0.086
Coefficiente de asimetría	3.432	0.204

El valor máximo permisible para el cloruro de acuerdo a la NOM 127 SSA1-1994 es de 250 mg/l. En la figura I.2.3 aparece de rojo el punto que excede la norma y de azul los que se encuentran por debajo de la norma (139).

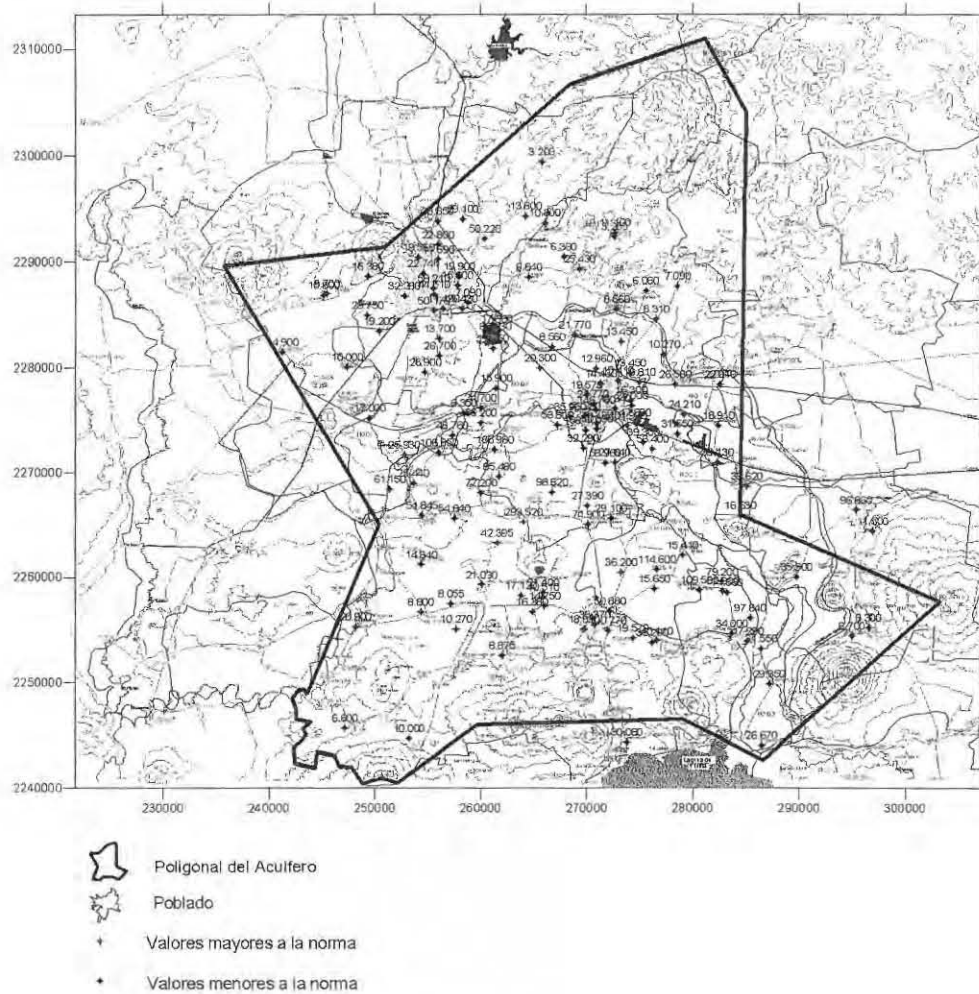


Figura I.2.3 Localización de los pozos utilizados en el análisis geoestadístico del cloruro.

Para el análisis estructural de los datos del cloruro, primeramente se dibujó el semivariograma con los datos transformados y después se le ajustó a la función resultante un modelo de tipo esférico. En la figura I.2.4 se aprecia gráficamente que el modelo ajustó muy bien y el ajuste se puede tomar como bueno debido a que el criterio de Akaike dió un valor muy pequeño de -848.031 . La línea continua es el semivariograma experimental y la línea segmentada es el teórico. En la tabla I.2.2 se muestran los parámetros del modelo obtenido.

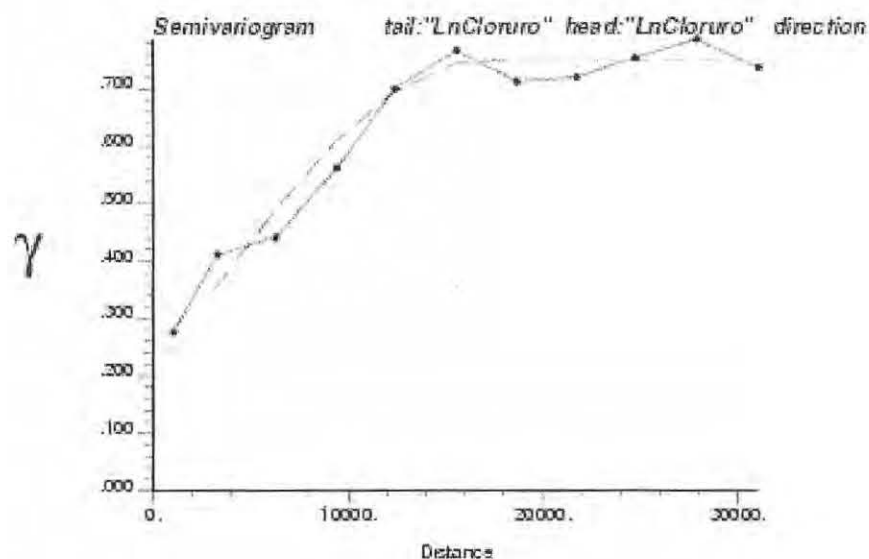


Figura I.2.4 Semivariograma de los datos de ln cloruro.

Tabla I.2.2 Modelación de la función de correlación espacial.

Variable	Modelo	Nugget	Sill	Alcance	Criterio de Akaike
Ln Cloruro	Esférico	0.2	0.75	17000	-848.031

Ya teniendo el modelo ajustado, se procedió a realizar la estimación espacial mediante kriging ordinario, el cual consiste en interpolar espacialmente el valor de la propiedad en un punto mediante una combinación lineal de sus n vecinos más cercanos. Los resultados del kriging para el logaritmo natural del cloruro se muestran en la figura I.2.5. Con fines ilustrativos, también se obtuvo una estimación del cloruro, aplicando la función exponencial a los resultados del kriging para ln cloruro, los resultados se muestran en la figura I.2.6. No se obtuvo la varianza de esta estimación porque no se utilizará en los cálculos subsecuentes.

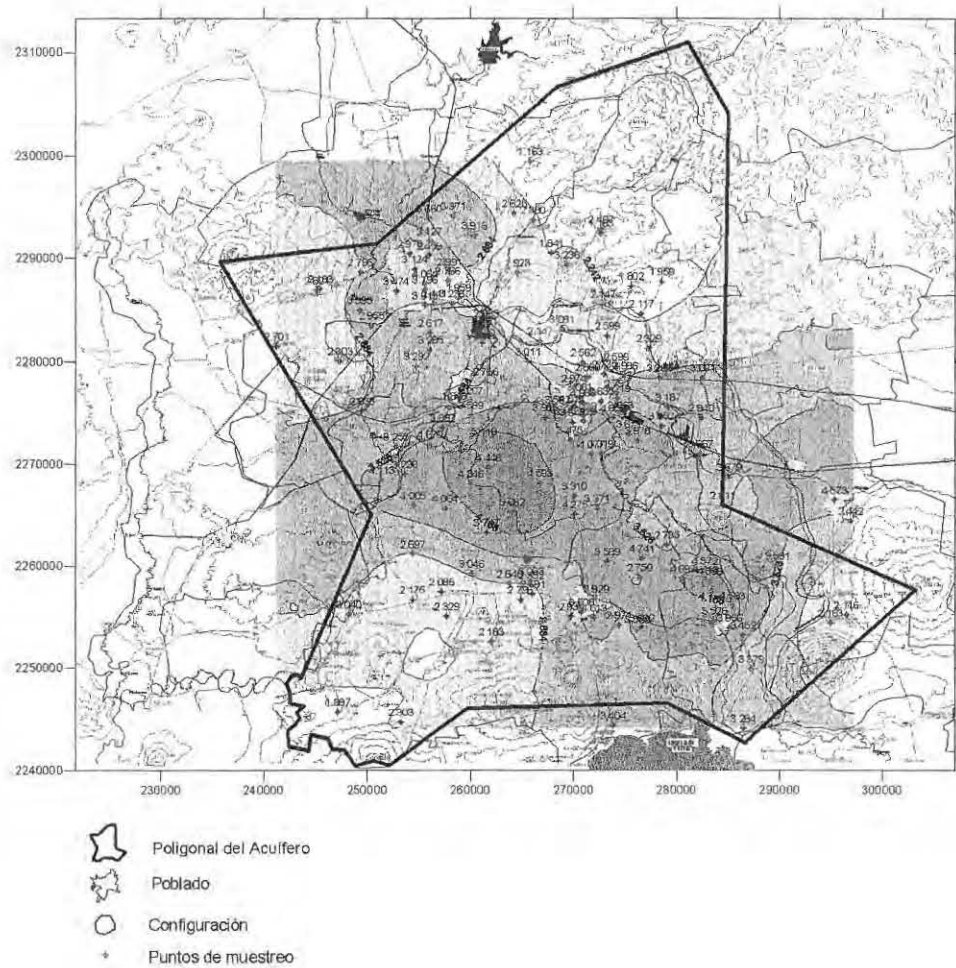


Figura I.2.5 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de ln cloruro.

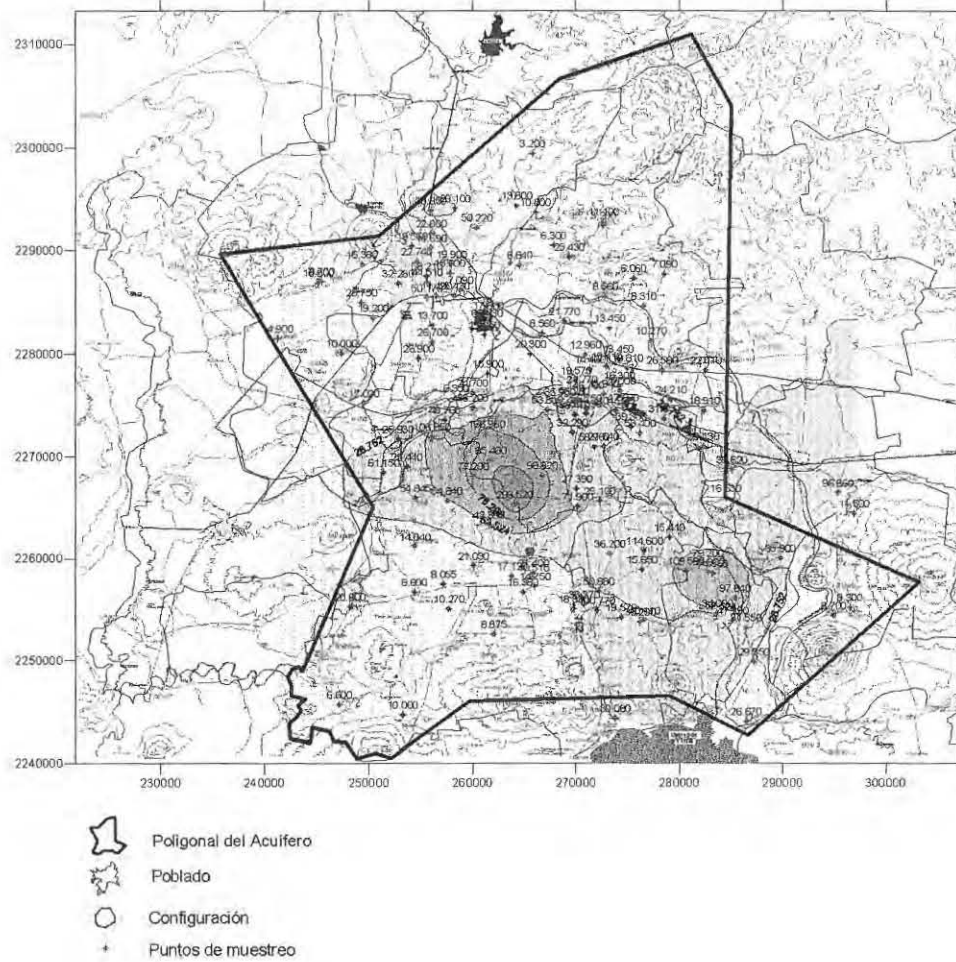


Figura I.2.6 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de cloruro.

También se graficaron los resultados de la varianza del error de la estimación. Como se muestra en la figura I.2.7 la varianza es pequeña, la zona central del acuífero tiene varianzas menores a 0.460.

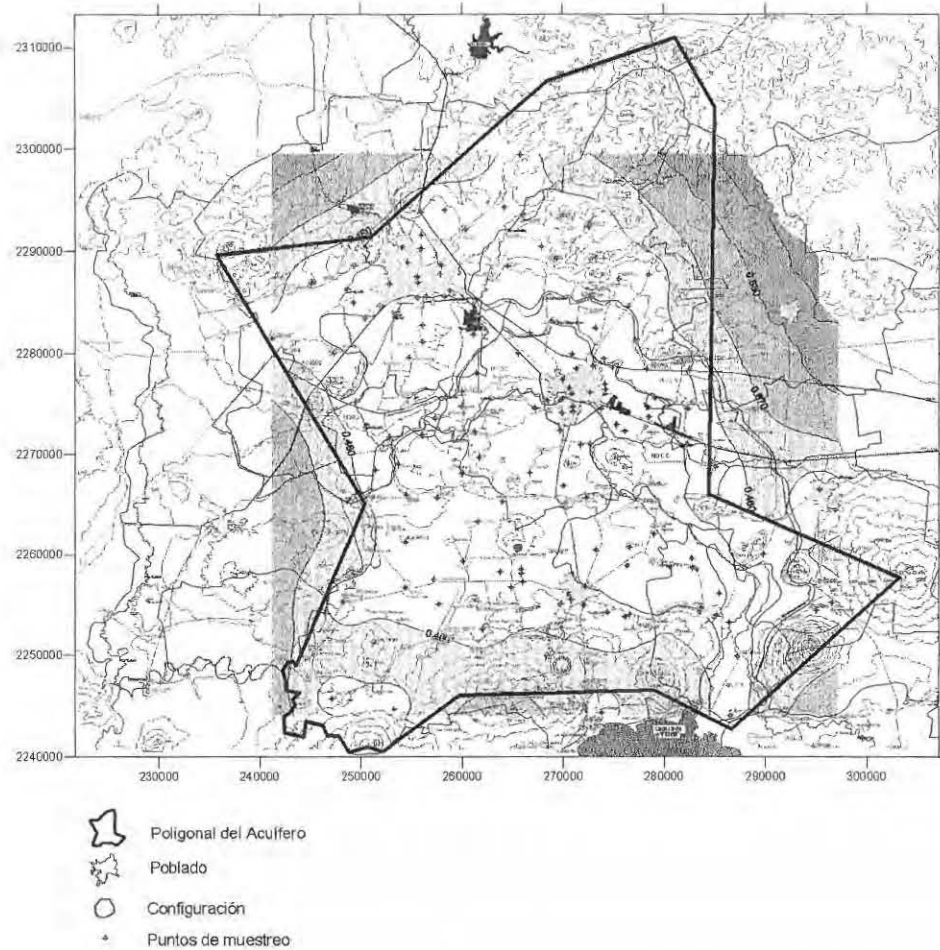


Figura I.2.7 Resultados del kriging ordinario, valores de la varianza de $\ln$ cloruro.

En la tabla I.2.3 se presenta un resumen de los resultados de las predicciones. Los valores estimados tanto máximos como mínimos son muy semejantes a los datos tomados en campo. Lo anterior junto con los valores pequeños de la varianza nos indican que se tiene una buena modelación de la distribución de este parámetro en el área de estudio. Los valores de la curtosis y del coeficiente de asimetría nos indican que la distribución de los valores estimados es simétrica.

Tabla I.2.3 Resumen de resultados de las predicciones.

Kriging Ordinario	Ln Cloruro	Cloruro
Valor estimado mínimo	1.607	4.988
Valor estimado máximo	4.819	123.841
Varianza mínima	0.258	----
Varianza máxima	1.307	----
Curtosis	-0.395	5.657
Coefficiente de asimetría	0.063	1.931

Como resultado de la validación cruzada de ln cloruro, en la figura I.2.8 aparecen las diferencias entre el valor real y el estimado al quitar cada uno de los datos. Los errores positivos aparecen en azul y los negativos en rojo. Se observa una distribución uniforme de los mismos en el área de estudio. La tabla I.2.4 presenta un resumen de los resultados de la validación cruzada.

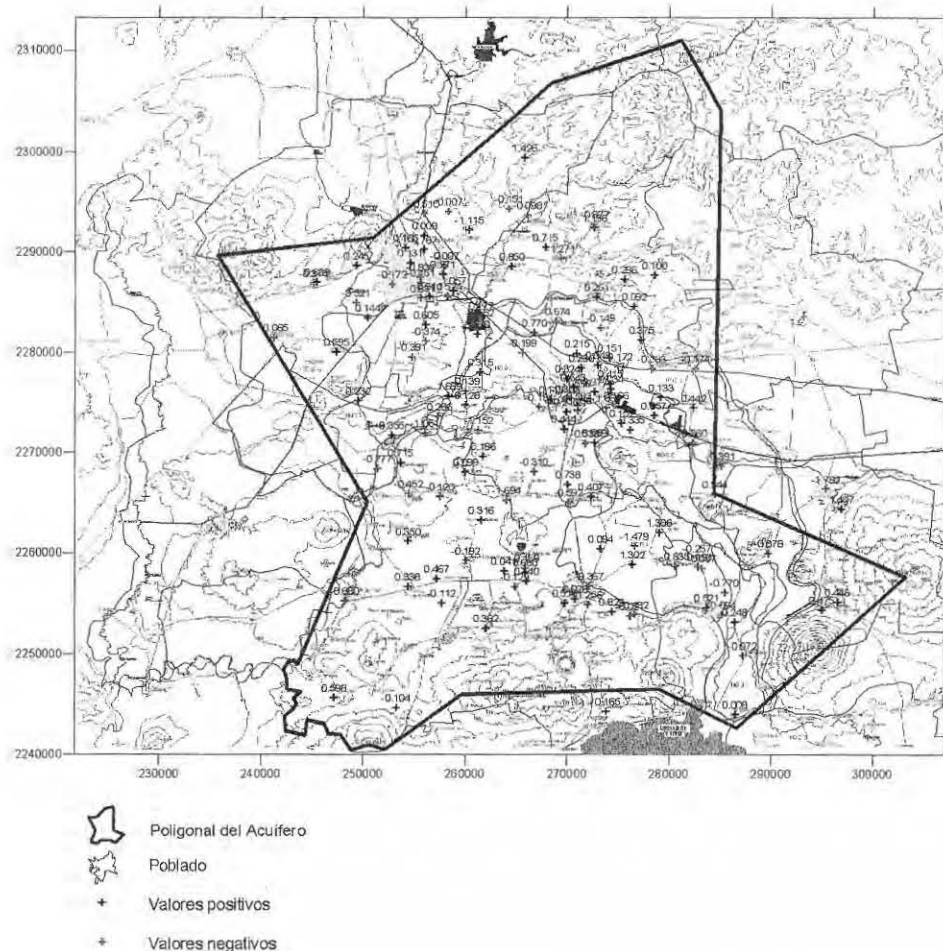


Figura I.2.8 Resultados de la validación cruzada de los estimados de ln cloruro.

Tabla I.2.4 Resumen de resultados de la validación cruzada.

Validación Cruzada	Ln Cloruro
Error mínimo	-1.782
Error Máximo	1.689
Valor medio del error	0.009
Varianza Media	0.378

En la tabla anterior se observa que el valor medio de los errores en la estimación en los pozos y la varianza media de la estimación son muy pequeños. Debido a que los errores mínimos y máximos en la estimación no son muy grandes se puede decir que se tiene una buena estimación en los pozos.

I.3 Análisis geoestadístico de la conductividad eléctrica

Al iniciar el análisis exploratorio de la conductividad se tiene que para este parámetro se cuenta con 140 puntos de medición. La conductividad eléctrica se midió en $\mu S/cm$.

No se detectaron valores que se alejaron significativamente del valor medio de la muestra ni valores muy diferentes a los de sus vecinos más cercanos. Por lo tanto se puede decir que no se tienen valores atípicos (outliers).

La prueba de normalidad se llevó a cabo analizando el histograma de la muestra en el que se aprecia una asimetría positiva en los datos (figura I.3.1), luego entonces la distribución no es normal. Para resolver el problema de asimetría en la distribución se hizo una transformación logarítmica a los datos (figura I.3.2). Dicha transformación mejoró la simetría de la distribución. La comparación de los estadígrafos de ambas distribuciones se muestra en la tabla I.3.1. El cálculo subsecuente se realizó con los datos transformados.

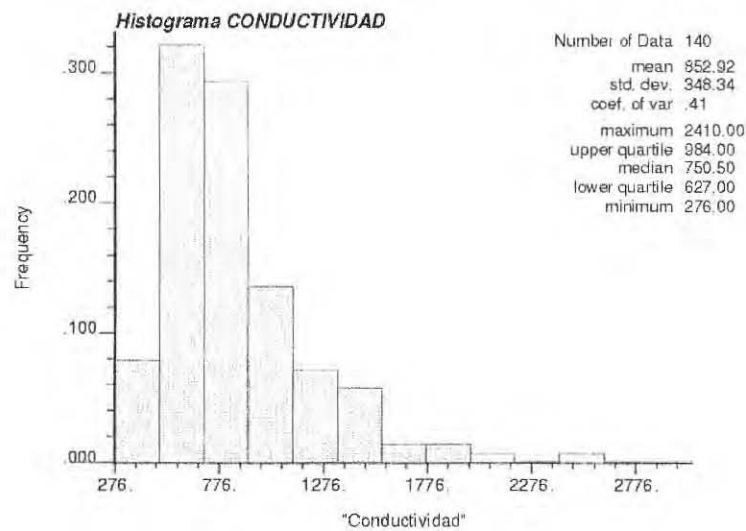


Figura I.3.1 Histograma de los datos de conductividad eléctrica.

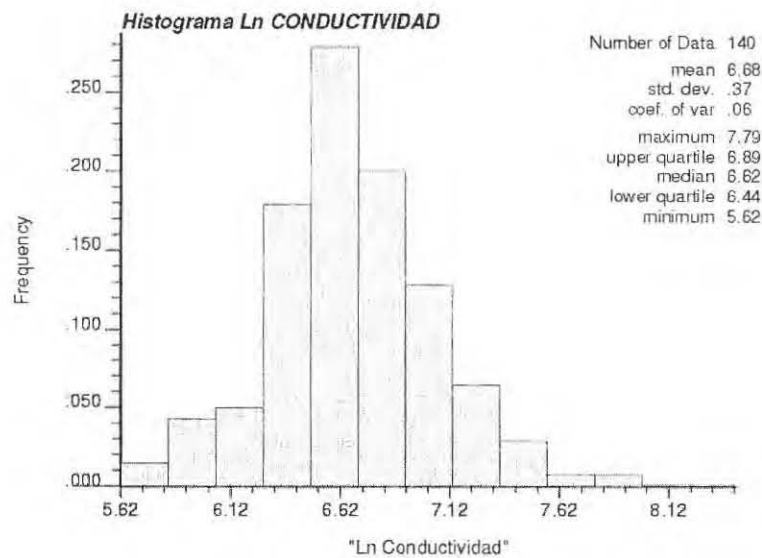


Figura I.3.2 Histograma de los datos de ln conductividad eléctrica.

Tabla I.3.1 Resumen de los resultados de los estadígrafos..

ESTADÍGRAFOS	CONDUCTIVIDAD ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	
	Conductividad	Ln Conductividad
Número total	140	140
Distancia máxima	61208	61208
Valor medio	852.920	6.680
Desviación estándar	348.340	0.370
Coefficiente de variación	0.410	0.060
Máximo	2410.000	7.790
3er cuartil	984.000	6.890
Mediana	750.500	6.620
1er cuartil	627.000	6.440
Mínimo	276.000	5.620
Curtosis	3.304	0.429
Coefficiente de asimetría	1.549	0.261

A continuación se muestra la localización de los 140 puntos utilizados en el análisis geoestadístico de la conductividad eléctrica (figura I.3.3).

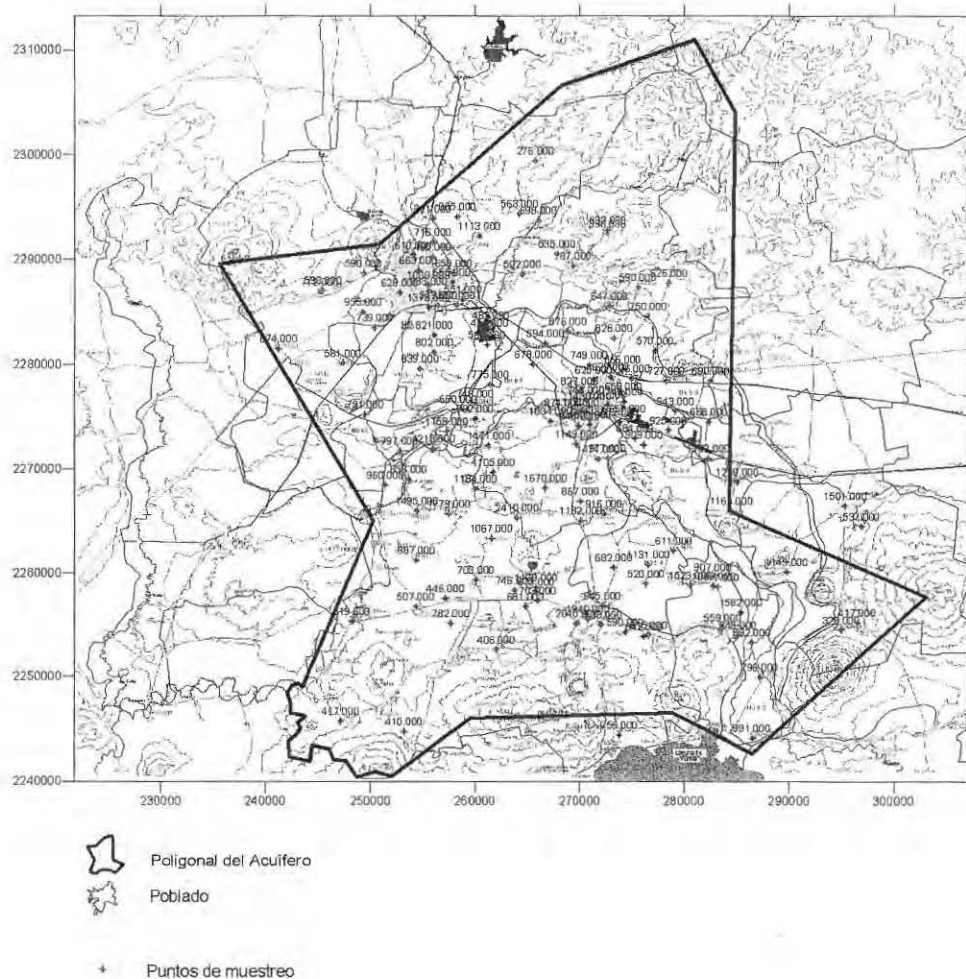


Figura I.3.3 Localización de los pozos utilizados en el análisis geoestadístico de la conductividad eléctrica.

Para el análisis estructural de los datos de la conductividad hidráulica, primeramente se dibujó el semivariograma con los datos transformados y después se le ajustó a la función resultante un modelo de tipo esférico. En la figura I.3.4 se aprecia gráficamente que el modelo ajustó muy bien y el ajuste se puede tomar como bueno debido a que el criterio de Akaike dió un valor muy pequeño de -1289.045 . La línea continua es el semivariograma experimental y la línea segmentada es el teórico. En la tabla I.3.2 se muestran los parámetros del modelo obtenido.

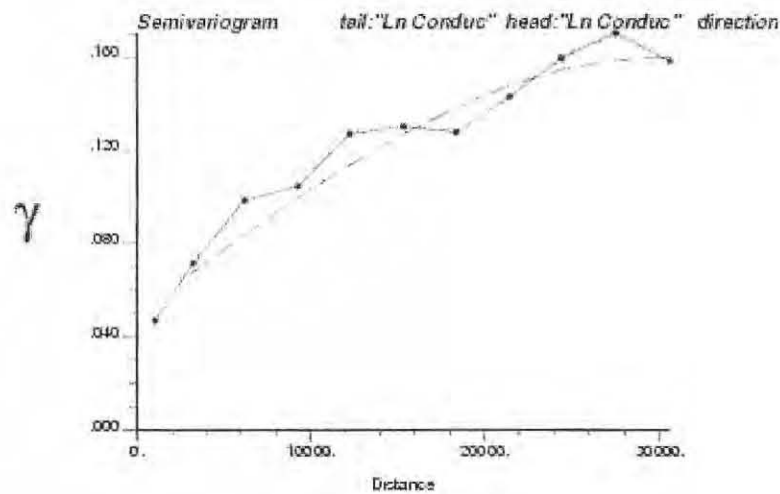


Figura I.3.4 Semivariograma de los datos de ln conductividad hidráulica.

Tabla I.3.2 Modelación de la función de correlación espacial.

Variable	Modelo	Nugget	Sill	Alcance	Criterio de Akaike
Ln Conductividad	Esférico	0.05	0.16	30000	-1289.045

Ya teniendo el modelo ajustado, se procedió a realizar la estimación espacial mediante kriging ordinario, el cual consiste en interpolar espacialmente el valor de la propiedad en un punto mediante una combinación lineal de sus n vecinos más cercanos. Los resultados del kriging para el logaritmo natural de la conductividad se muestran en la figura I.3.5. Con fines ilustrativos, también se obtuvo una estimación de la conductividad, aplicando la función exponencial a los resultados del kriging para ln conductividad, los resultados se muestran en la figura I.3.6. No se obtuvo la varianza de esta estimación porque no se utilizará en los cálculos subsecuentes.

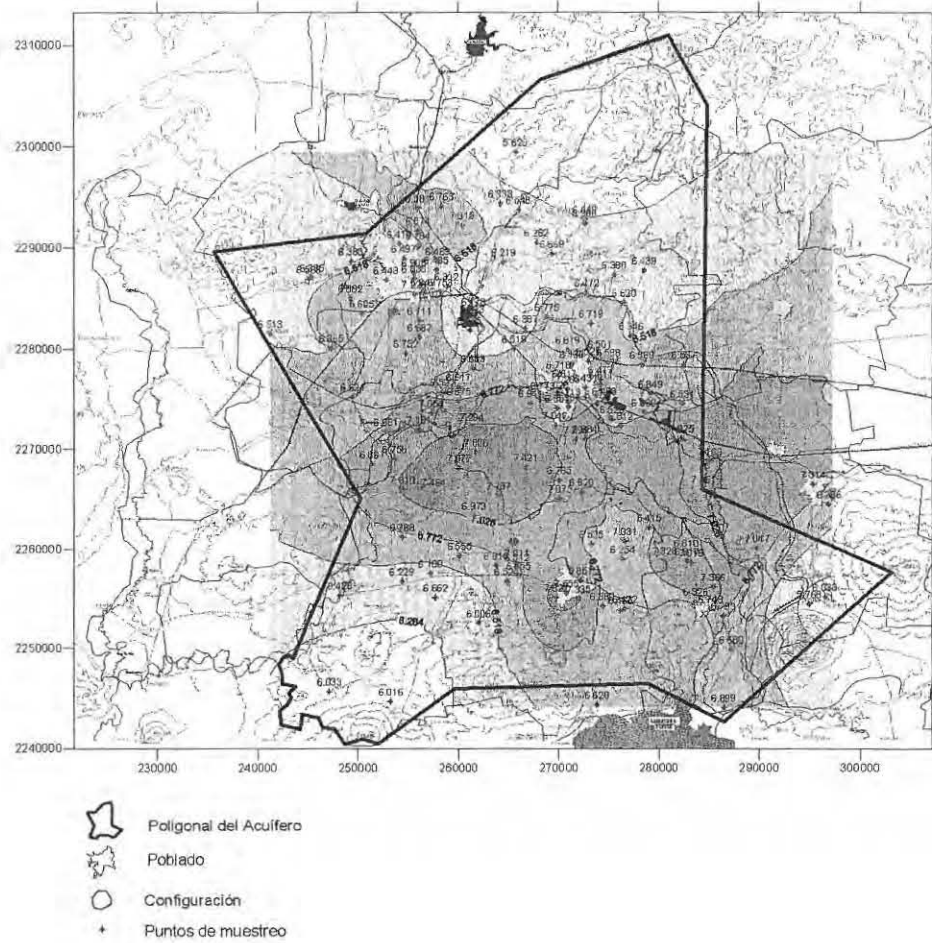


Figura I.3.5 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de ln conductividad.

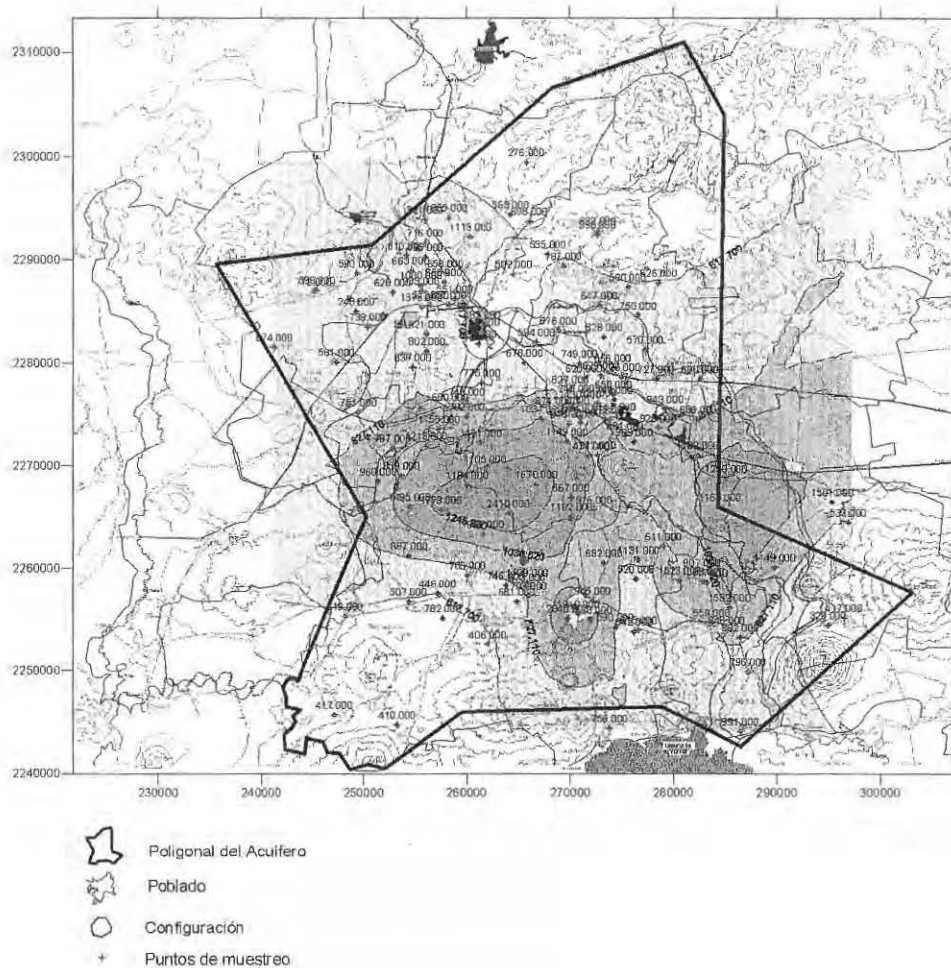


Figura I.3.6 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de conductividad.

También se graficaron los resultados de la varianza del error de la estimación. Como se muestra en la figura I.3.7 la varianza es pequeña, la zona central del acuífero tiene varianzas menores a 0.084.

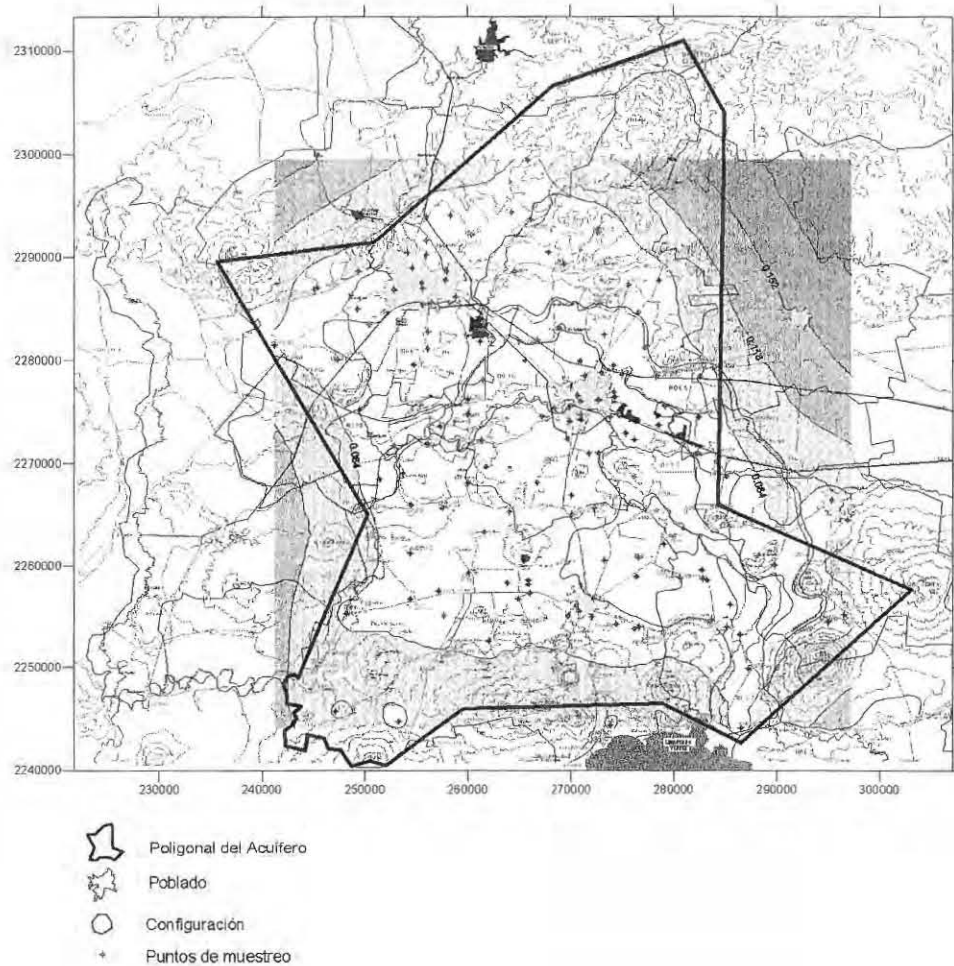


Figura I.3.7 Resultados del kriging ordinario, valores de la varianza de $\ln$ conductividad.

En la tabla I.3.3 se presenta un resumen de los resultados de las predicciones. Los valores estimados tanto máximos como mínimos son muy semejantes a los datos tomados en campo. Lo anterior junto con los valores pequeños de la varianza nos indican que se tiene una buena modelación de la distribución de este parámetro en el área de estudio. Los valores de la curtosis y del coeficiente de asimetría nos indican que la distribución de los valores estimados es simétrica.

Tabla I.3.3 Resumen de resultados de las predicciones.

Kriging Ordinario	Ln Conductividad	Conductividad
Valor estimado mínimo	6.012	408.299
Valor estimado máximo	7.283	1455.348
Varianza mínima	0.059	-----
Varianza máxima	0.221	-----
Curtosis	-0.404	0.357
Coefficiente de asimetría	0.173	0.757

Como resultado de la validación cruzada de ln conductividad, en la figura I.3.8 aparecen las diferencias entre el valor real y el estimado al quitar cada uno de los datos. Los errores positivos aparecen en azul y los negativos en rojo. Se observa una distribución uniforme de los mismos en el área de estudio. La tabla I.3.4 presenta un resumen de los resultados de la validación cruzada.

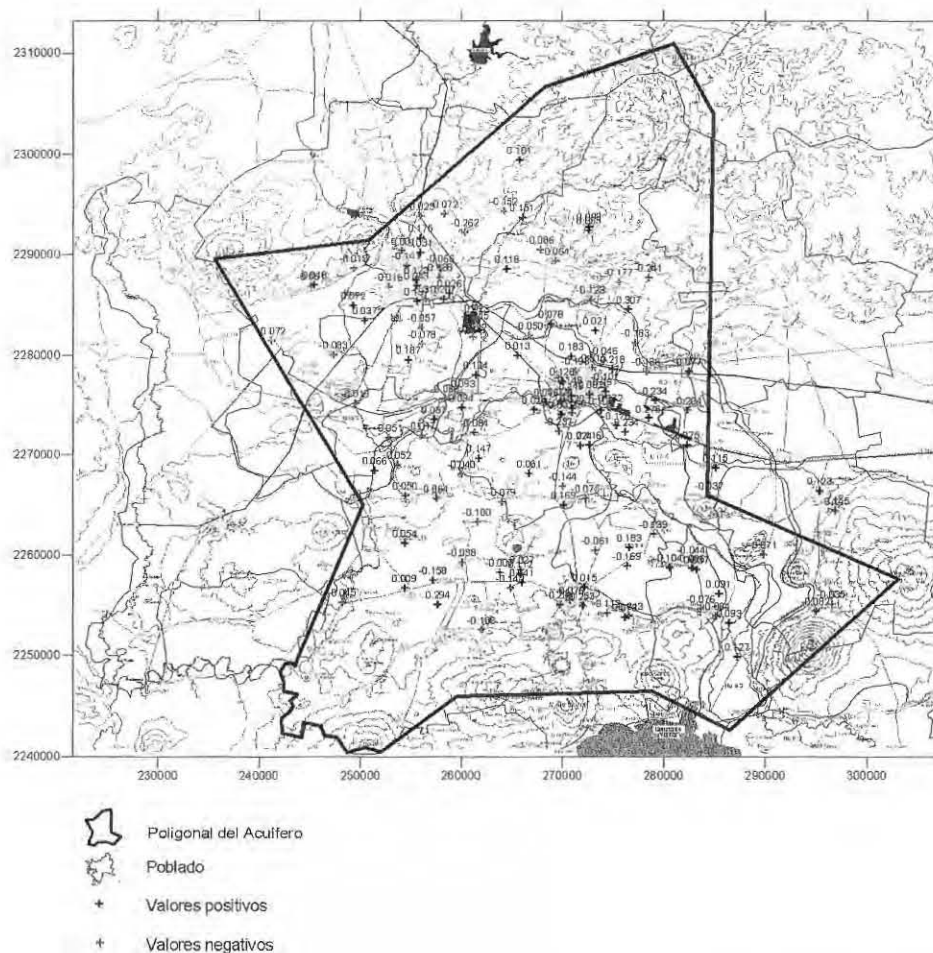


Figura I.3.8 Resultados de la validación cruzada de los estimados de ln conductividad.

Tabla I.3.4 Resumen de resultados de la validación cruzada.

Validación Cruzada	Ln Conductividad
Error mínimo	-0.789
Error Máximo	0.854
Valor medio del error	0.006
Varianza Media	0.074

En la tabla anterior se observa que el valor medio de los errores en la estimación en los pozos y la varianza media de la estimación son muy pequeños. Debido a que los errores mínimos y máximos en la estimación no son muy grandes se puede decir que se tiene una buena estimación en los pozos.

I.4 Análisis geoestadístico de la dureza

Al iniciar el análisis exploratorio de la dureza se tiene que para este parámetro se cuenta con 140 puntos de medición. La dureza se midió en mg/l.

En nuestra muestra se detectaron 2 outliers distribucionales (ver tabla I.4.1 y figura I.4.1).

Tabla I.4.1 Outliers de la dureza

CLAVE DE POZO	DUREZA	LN DUREZA
6A CFE	7.700	2.041
19A CFE	16.300	2.791

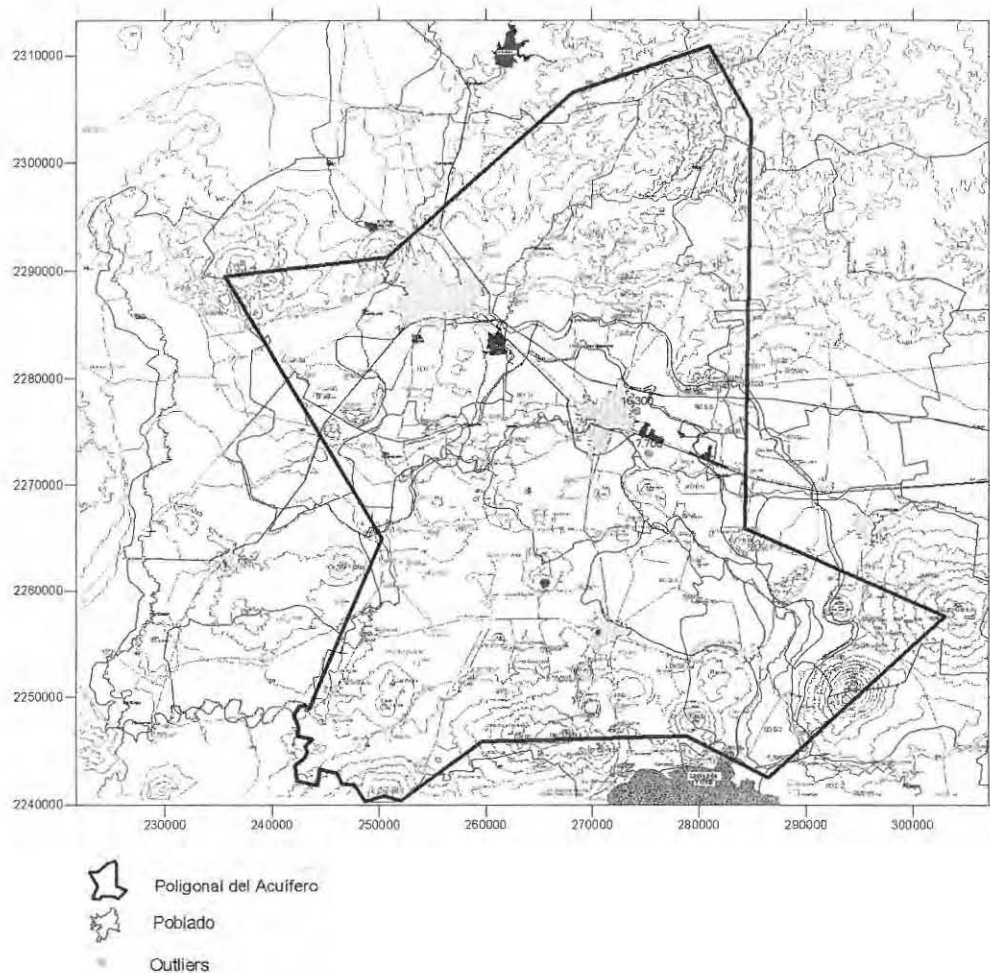


Figura I.4.1 Localización de los outliers de la dureza.

La prueba de normalidad se llevó a cabo analizando el histograma de la muestra en el que se aprecia una asimetría positiva en los datos (figura I.4.2), luego entonces la distribución no es normal. Para resolver el problema de asimetría en la distribución se hizo una transformación logarítmica a los datos (figura I.4.3). Se aprecia que dicha transformación mejoró la simetría de la distribución pero si además se le quitan dos outliers a la muestra se observa una mejor distribución (figura I.4.4). La comparación de los estadígrafos de ambas distribuciones se muestra en la tabla I.4.2. El cálculo subsecuente se realizó con los datos transformados y sin los outliers.

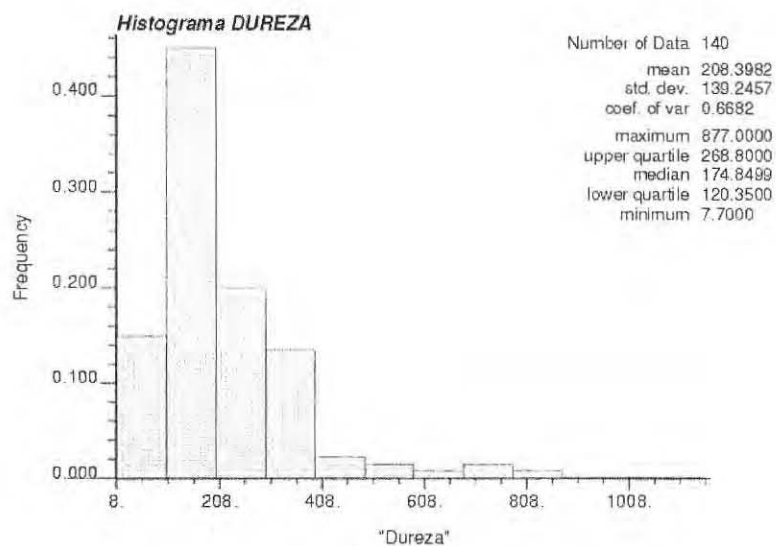


Figura I.4.2 Histograma de los datos de dureza.

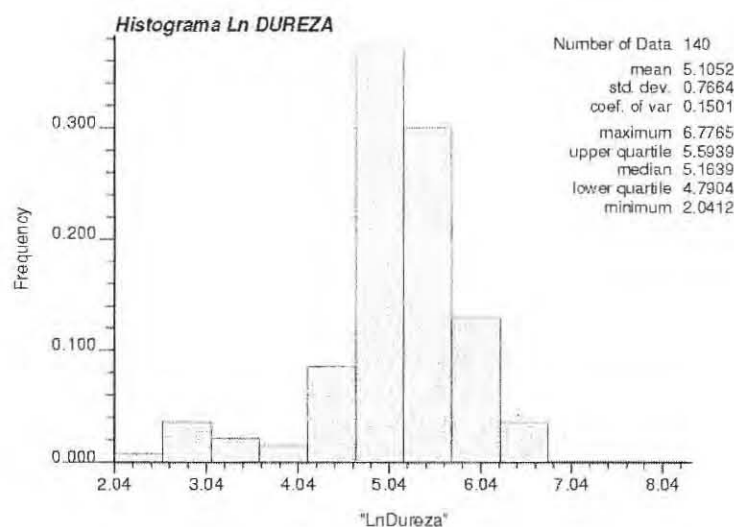


Figura I.4.3 Histograma de los datos de ln dureza.

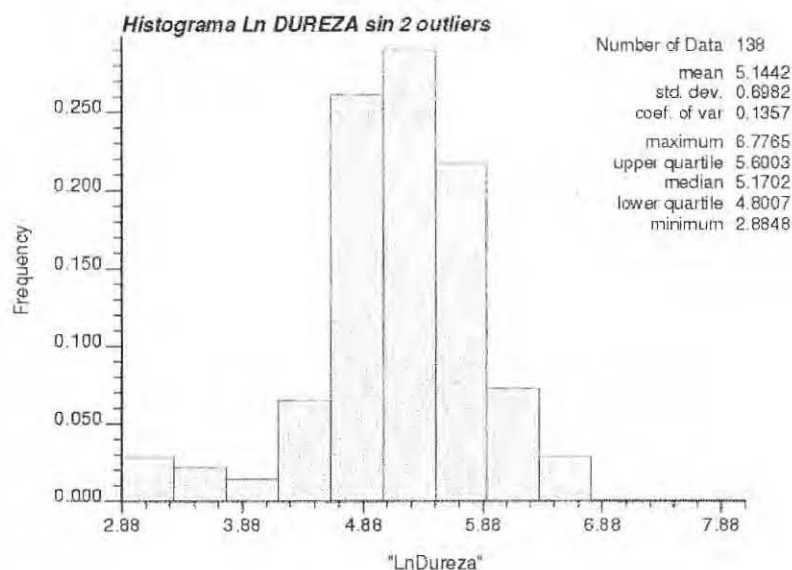


Figura I.4.4 Histograma de los datos de ln dureza sin 2 outliers.

Tabla I.4.2 Resumen de los resultados de los estadígrafos.

ESTADÍGRAFOS	DUREZA (mg/l)		
	Dureza	Ln Dureza	Ln Dureza sin 2 outliers
Número total	140	140	138
Distancia máxima	61208	61208	61208
Valor medio	208.398	5.105	5.144
Desviación estándar	139.246	0.766	0.698
Coefficiente de variación	0.668	0.150	0.136
Máximo	877.000	6.776	6.776
3er cuartil	268.800	5.594	5.600
Mediana	174.850	5.164	5.170
1er cuartil	120.350	4.790	4.801
Mínimo	7.700	2.041	2.885
Curtosis	5.419	2.737	1.9763
Coefficiente de asimetría	1.861	-1.207	-0.903

El valor máximo permisible para la dureza de acuerdo a la NOM 127 SSA1-1994 es de 500 mg/l. En la figura I.4.5 aparecen de rojo los puntos que exceden la norma (6) y de azul los que se encuentran por debajo de la norma (134).

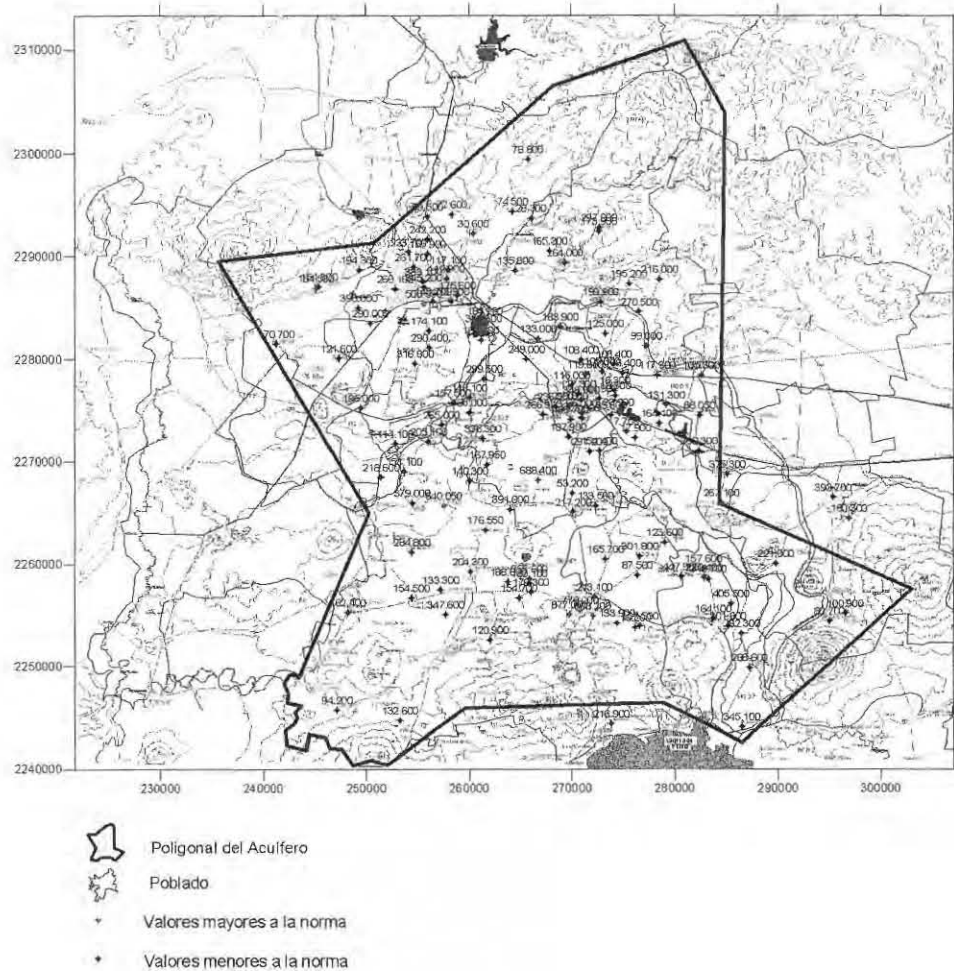


Figura I.4.5 Localización de los pozos utilizados en el análisis geoestadístico de la dureza.

Para el análisis estructural de los datos de la dureza, primeramente se dibujó el semivariograma con los datos transformados y después se le ajustó a la función resultante un modelo de tipo potencia. En la figura I.4.6 se aprecia gráficamente que el modelo ajustó muy bien y el ajuste se puede tomar como bueno debido a que el criterio de Akaike dió un valor muy pequeño de -618.088 . La línea continua es el semivariograma experimental y la línea segmentada es el teórico. En la tabla I.4.3 se muestran los parámetros del modelo obtenido.

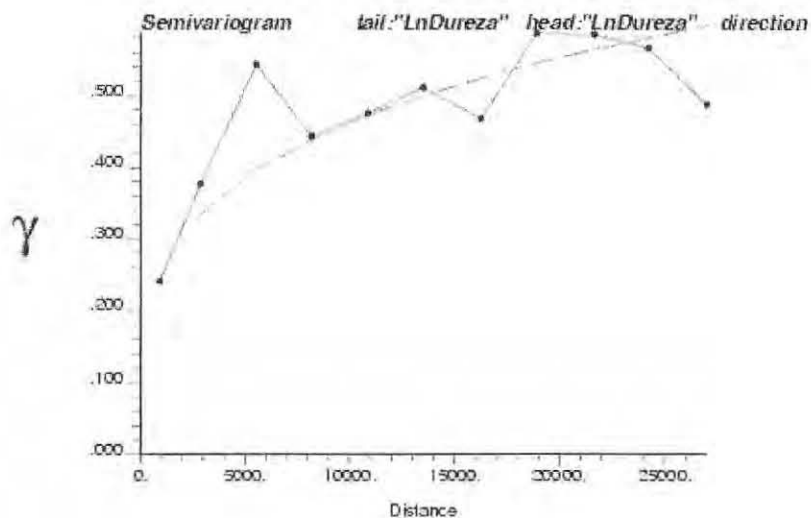


Figura I.4.6 Semivariograma de los datos de ln dureza.

Tabla I.4.3 Modelación de la función de correlación espacial.

Variable	Modelo	Nugget	Potencia	Pendiente	Criterio de Akaike
Ln Dureza	Potencia	0.0	0.258	0.043	-620.088

Ya teniendo el modelo ajustado, se procedió a realizar la estimación espacial mediante kriging ordinario, el cual consiste en interpolar espacialmente el valor de la propiedad en un punto mediante una combinación lineal de sus n vecinos más cercanos. Los resultados del kriging para el logaritmo natural de la dureza se muestran en la figura I.4.7. Con fines ilustrativos, también se obtuvo una estimación de la dureza, aplicando la función exponencial a los resultados del kriging para ln dureza, los resultados se muestran en la figura I.4.8. No se obtuvo la varianza de esta estimación porque no se utilizará en los cálculos subsecuentes.

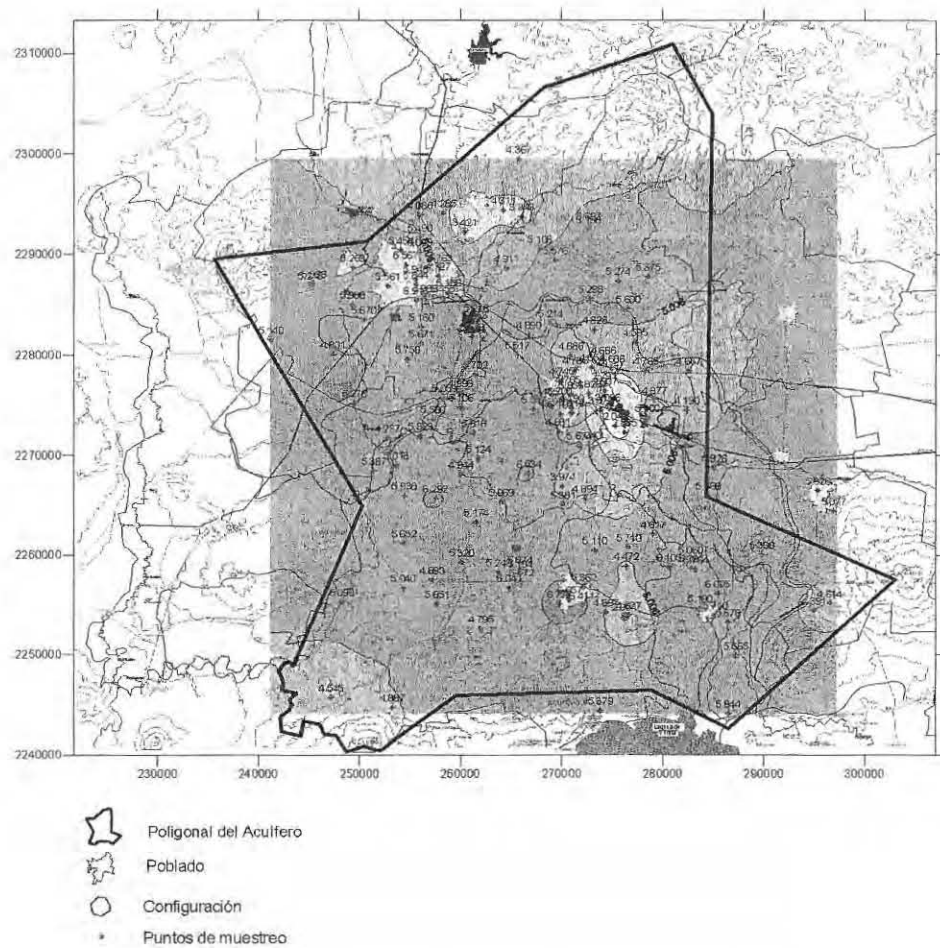


Figura I.4.7 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de $\ln$ dureza.

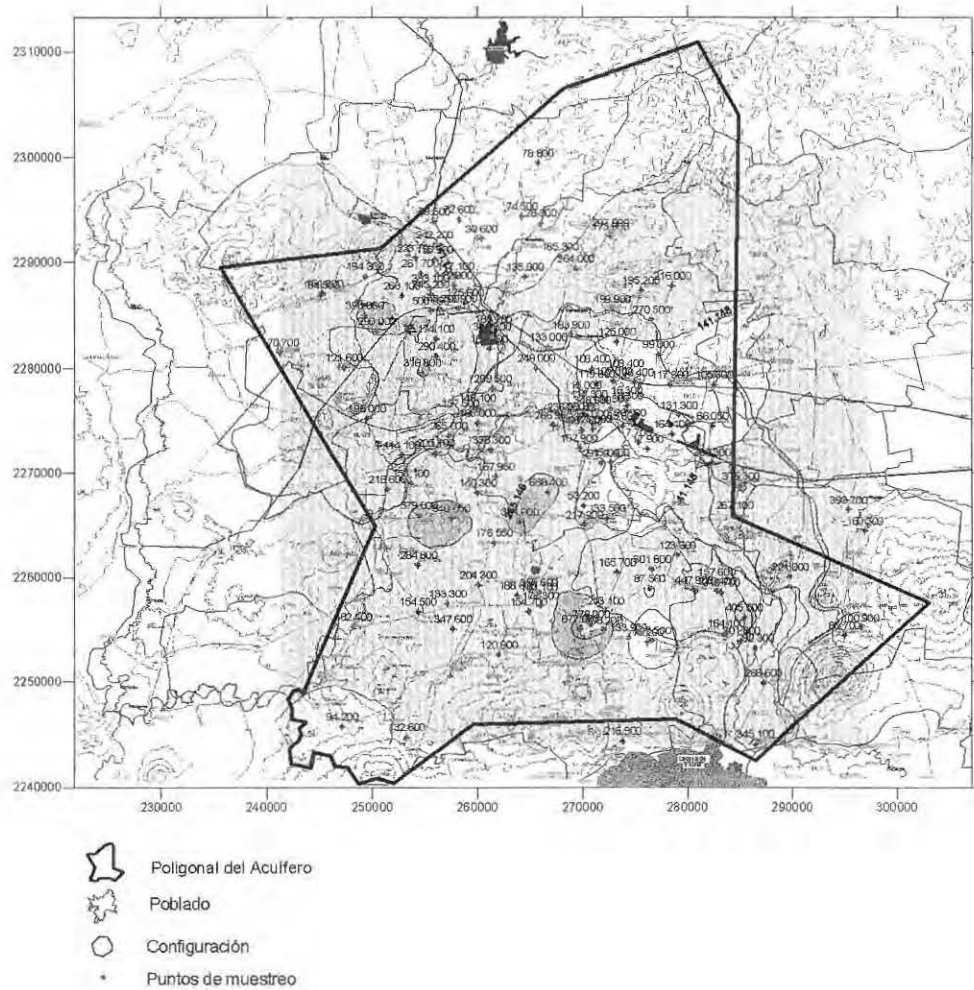


Figura I.4.8 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de dureza.

También se graficaron los resultados de la varianza del error de la estimación. Como se muestra en la figura I.4.9 la varianza es pequeña, la zona central del acuífero tiene varianzas menores a 0.414.

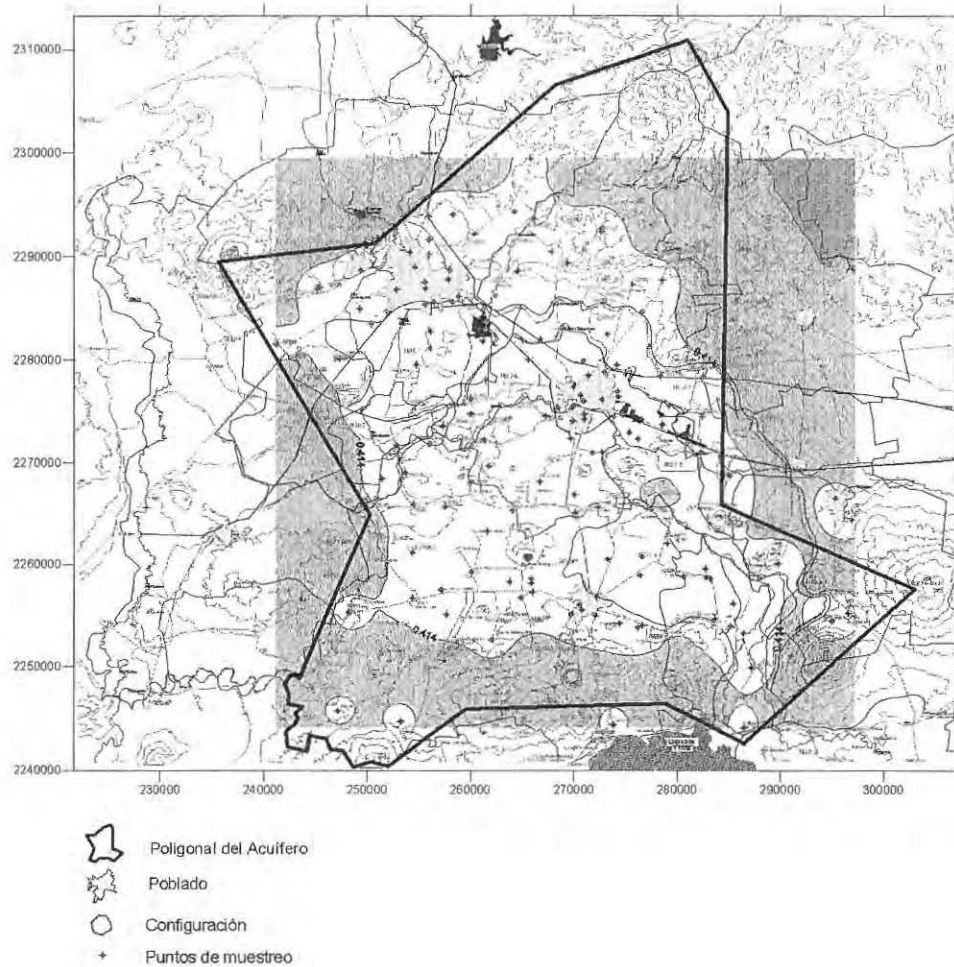


Figura I.4.9 Resultados del kriging ordinario, valores de la varianza de $\ln$ dureza.

En la tabla I.4.4 se presenta un resumen de los resultados de las predicciones. Los valores estimados tanto máximos como mínimos son muy semejantes a los datos tomados en campo. Lo anterior junto con los valores pequeños de la varianza nos indican que se tiene una buena modelación de la distribución de este parámetro en el área de estudio. Los valores de la curtosis y del coeficiente de asimetría nos indican que la distribución de los valores estimados es simétrica.

Tabla I.4.4 Resumen de resultados de las predicciones.

Kriging Ordinario	Ln Dureza	Dureza
Valor estimado mínimo	2.842	17.150
Valor estimado máximo	6.457	637.147
Varianza mínima	0.159	-----
Varianza máxima	0.815	-----
Curtosis	4.376	2.253
Coefficiente de asimetría	-1.484	0.153

Como resultado de la validación cruzada de ln dureza, en la figura I.4.10 aparecen las diferencias entre el valor real y el estimado al quitar cada uno de los datos. Los errores positivos aparecen en azul y los negativos en rojo. Se observa una distribución uniforme de los mismos en el área de estudio. La tabla I.4.5 presenta un resumen de los resultados de la validación cruzada.

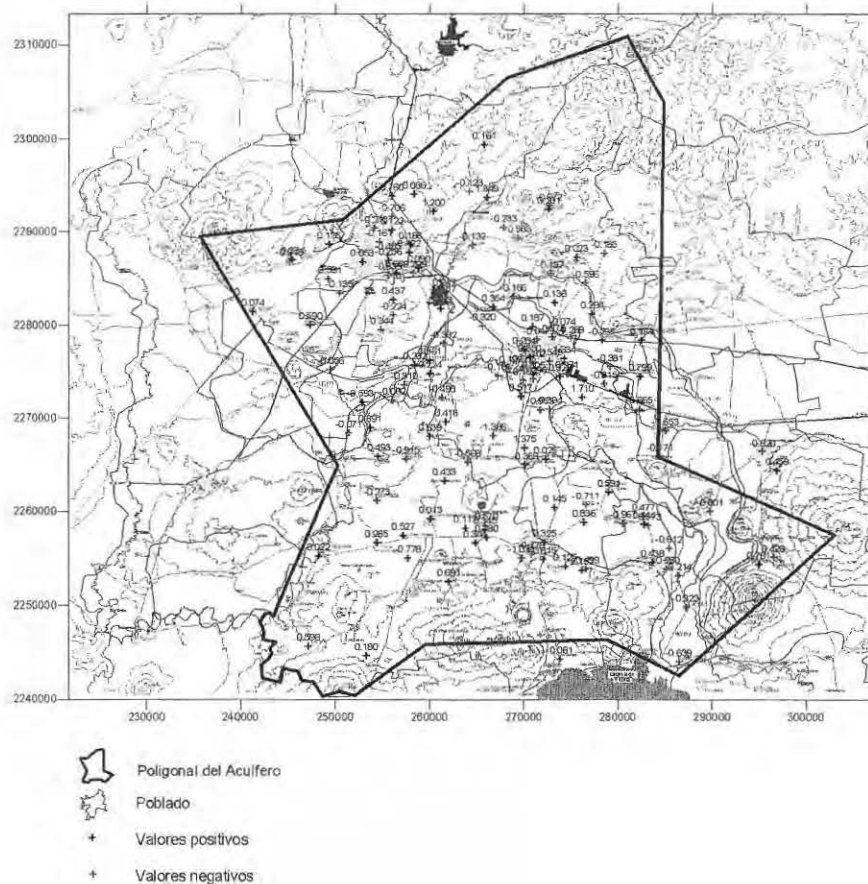


Figura I.4.10 Resultados de la validación cruzada de los estimados de ln dureza.

Tabla I.4.5 Resumen de resultados de la validación cruzada.

Validación Cruzada	Ln Dureza
Error mínimo	-1.386
Error Máximo	2.152
Valor medio del error	0.0002
Varianza Media	0.370

En la tabla anterior se observa que el valor medio de los errores en la estimación en los pozos y la varianza media de la estimación son muy pequeños. Debido a que los errores mínimos y máximos en la estimación no son muy grandes se puede decir que se tiene una buena estimación en los pozos.

I.5 Análisis geoestadístico del fluoruro

Al iniciar el análisis exploratorio del fluoruro se tiene que para este parámetro se cuenta con 136 puntos de medición ya que en 1 pozo no se tiene información y en otros 3 se tienen valores menores al límite de detección (0.0406). El fluoruro se midió en mg/l.

En nuestra muestra se detectaron 4 outliers distribucionales (ver tabla I.5.1 y figura I.5.1).

Tabla I.5.1 Outliers del fluoruro

CLAVE DE POZO	FLUORURO	LN FLUORURO
7A CFE	7.600	2.028
6A CFE	13.100	2.573
9 CFE	13.100	2.573
18 CFE	5.100	1.629

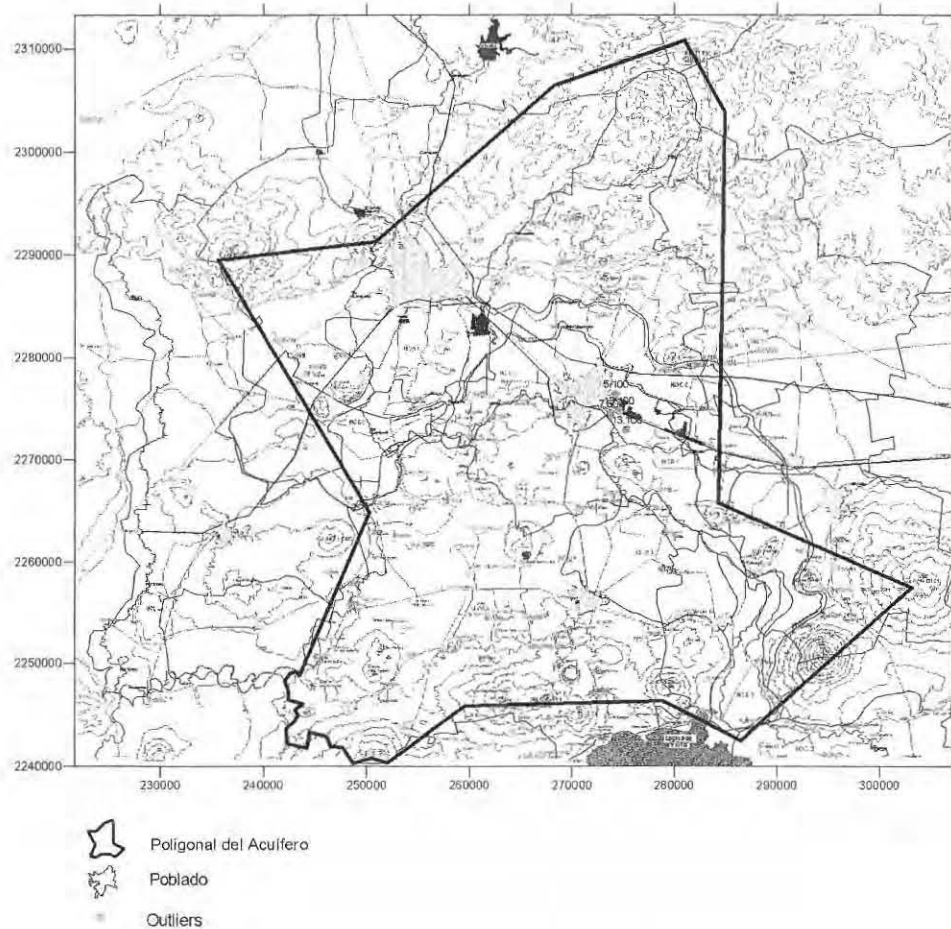


Figura I.5.1 Localización de los outliers del fluoruro.

La prueba de normalidad se llevó a cabo analizando el histograma de la muestra en el que se aprecia una asimetría positiva en los datos (figura I.5.2), luego entonces la distribución no es normal. Para resolver el problema de asimetría en la distribución se hizo una transformación logarítmica a los datos (figura I.5.3). Se aprecia que dicha transformación mejoró la simetría de la distribución pero si además se le quitan cuatro outliers a la muestra se observa una mejor distribución (figura I.5.4). La comparación de los estadígrafos de ambas distribuciones se muestra en la tabla I.5.2. El cálculo subsecuente se realizó con los datos transformados y sin los outliers.

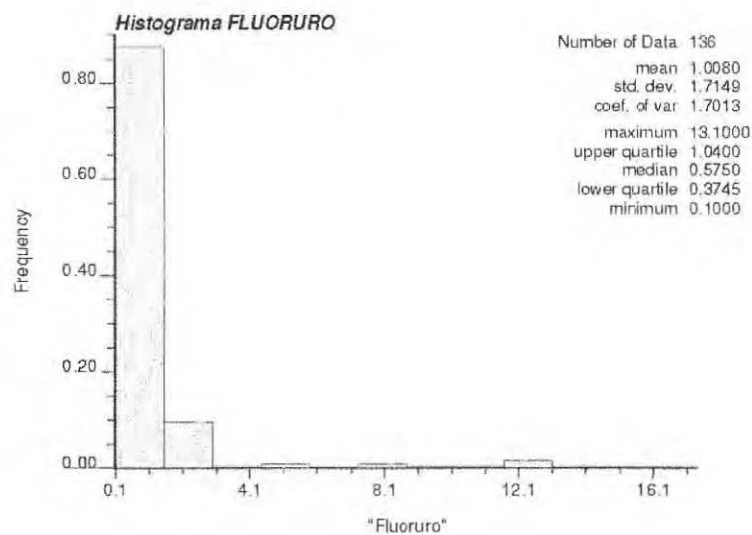


Figura I.5.2 Histograma de los datos de fluoruro.

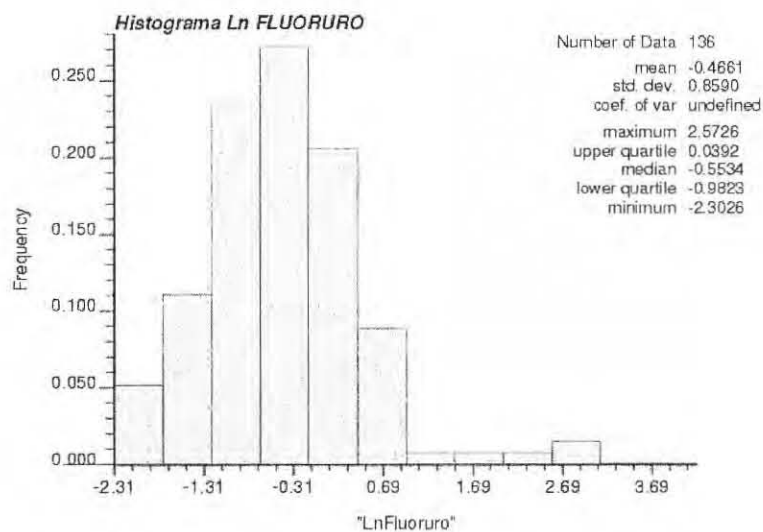


Figura I.5.3 Histograma de los datos de ln fluoruro.

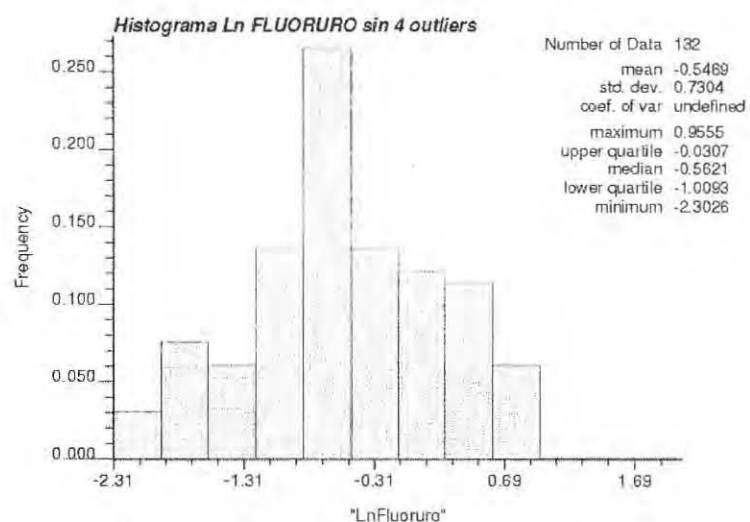


Figura I.5.4 Histograma de los datos de ln fluoruro sin 4 outliers.

Tabla I.5.2 Resumen de los resultados de los estadígrafos.

ESTADÍGRAFOS	FLUORURO (mg/l)		
	Fluoruro	Ln Fluoruro	Ln Fluoruro sin 4 outliers
Número total	136	136	132
Distancia máxima	61208	61208	61208
Valor medio	1.008	-0.466	-0.547
Desviación estándar	1.715	0.859	0.730
Coeficiente de variación	1.701	-1.843	-1.335
Máximo	13.100	2.573	0.956
3er cuartil	1.040	0.039	-0.031
Mediana	0.575	-0.553	-0.562
1er cuartil	0.374	0.039	-1.009
Mínimo	0.100	-2.303	-2.303
Curtosis	36.602	1.610	-0.319
Coeficiente de asimetría	5.729	0.634	-0.190

El valor máximo permisible para el fluoruro de acuerdo a la NOM 127 SSA1-1994 es de 1.5 mg/l. En la figura I.5.5 aparecen de rojo los puntos que exceden la norma (17) y de azul los que se encuentran por debajo de la norma (123).

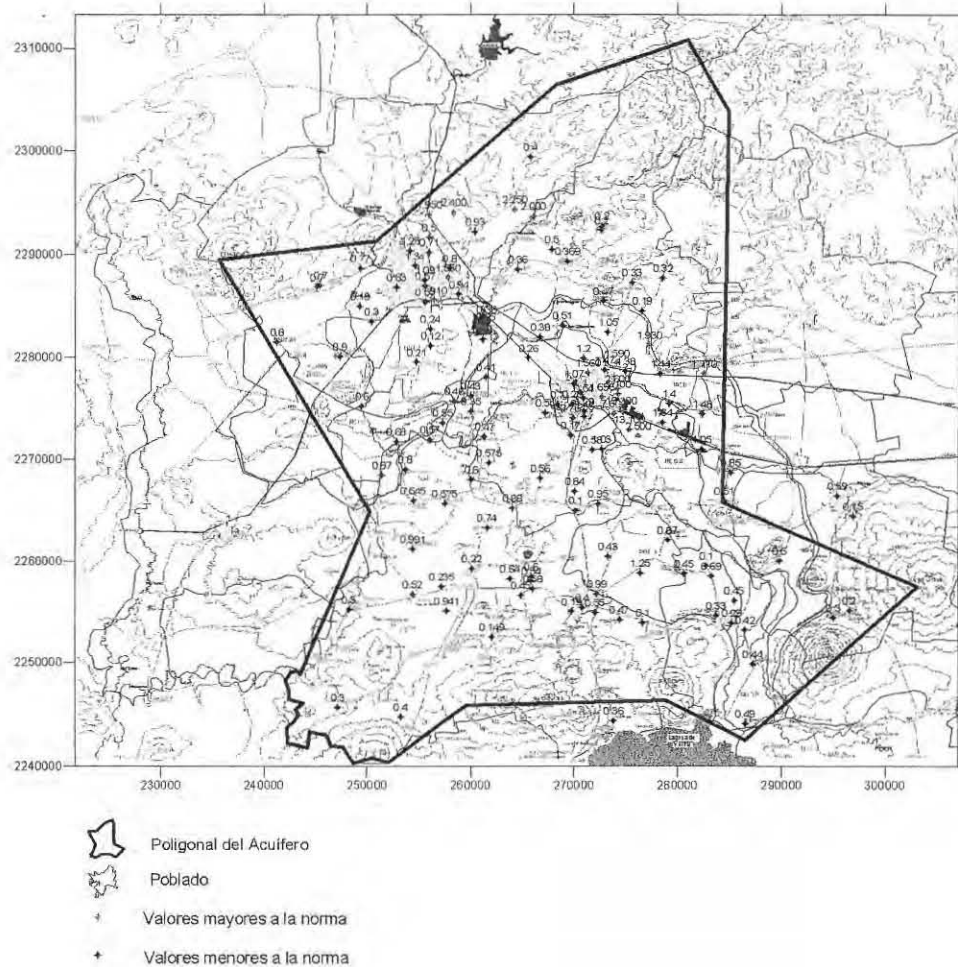


Figura I.5.5 Localización de los pozos utilizados en el análisis geoestadístico del fluoruro.

Para el análisis estructural de los datos del fluoruro, primeramente se dibujó el semivariograma con los datos transformados y después se le ajustó a la función resultante un modelo de tipo esférico. En la figura I.5.6 se aprecia gráficamente que el modelo ajustó muy bien y el ajuste se puede tomar como bueno debido a que el criterio de Akaike dió un valor muy pequeño de -894.810 . La línea continua es el semivariograma experimental y la línea segmentada es el teórico. En la tabla I.5.3 se muestran los parámetros del modelo obtenido.

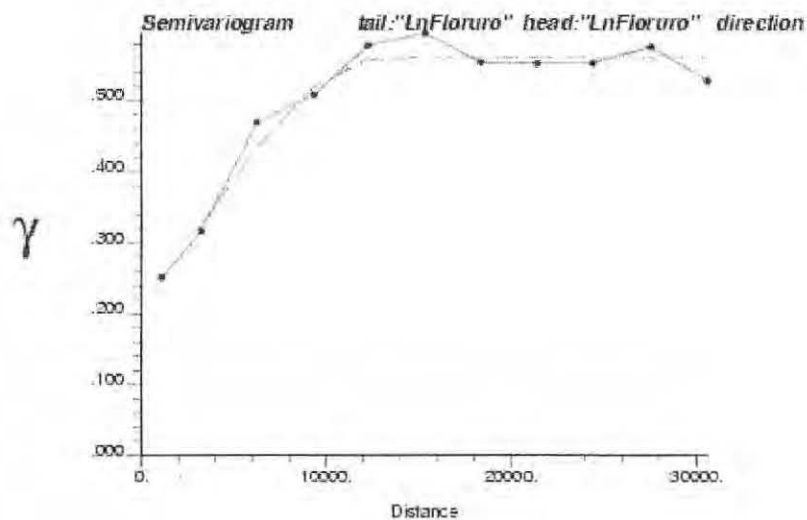


Figura I.5.6 Semivariograma de los datos de ln fluoruro.

Tabla I.5.3 Modelación de la función de correlación espacial.

Variable	Modelo	Nugget	Sill	Alcance	Criterio de Akaike
Ln Floururo	Esférico	0.19	0.56	13000	-894.810

Ya teniendo el modelo ajustado, se procedió a realizar la estimación espacial mediante kriging ordinario, el cual consiste en interpolar espacialmente el valor de la propiedad en un punto mediante una combinación lineal de sus n vecinos más cercanos. Los resultados del kriging para el logaritmo natural del fluoruro se muestran en la figura I.5.7. Con fines ilustrativos, también se obtuvo una estimación del fluoruro, aplicando la función exponencial a los resultados del kriging para ln fluoruro, los resultados se muestran en la figura I.5.8. No se obtuvo la varianza de esta estimación porque no se utilizará en los cálculos subsecuentes.

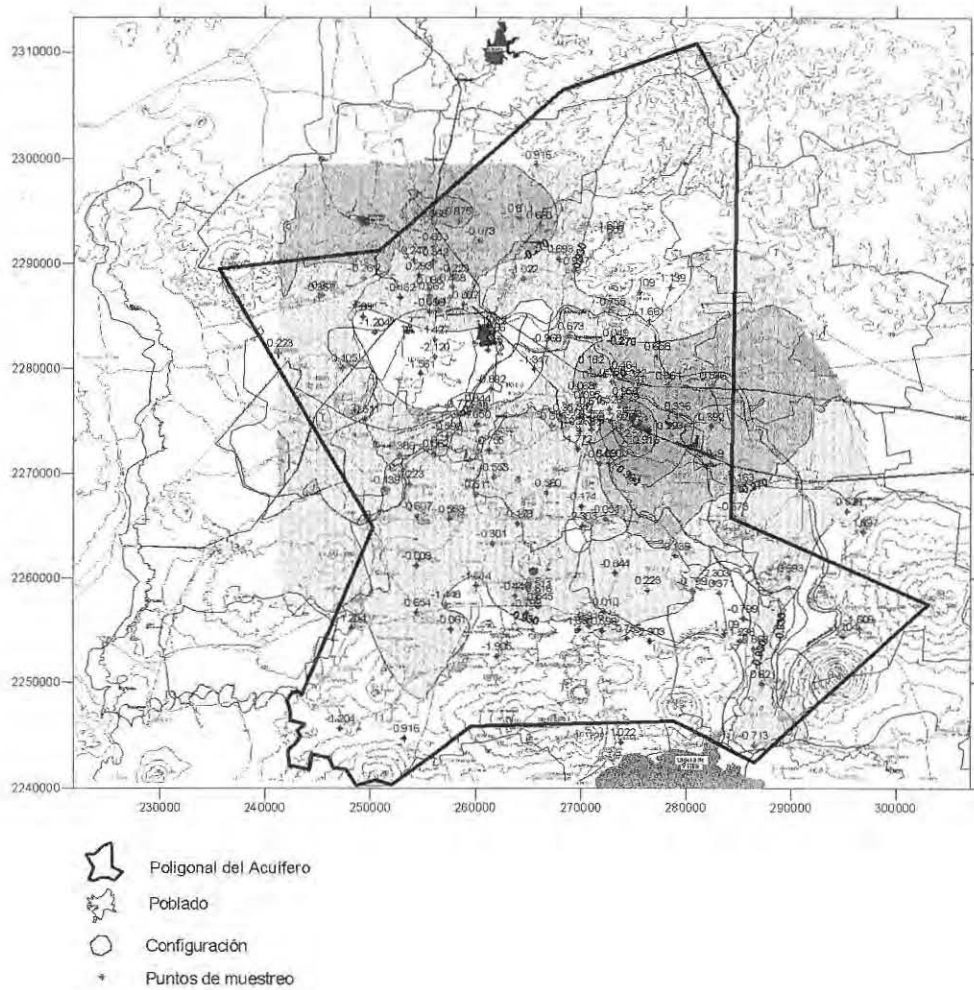


Figura I.5.7 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de ln fluoruro.

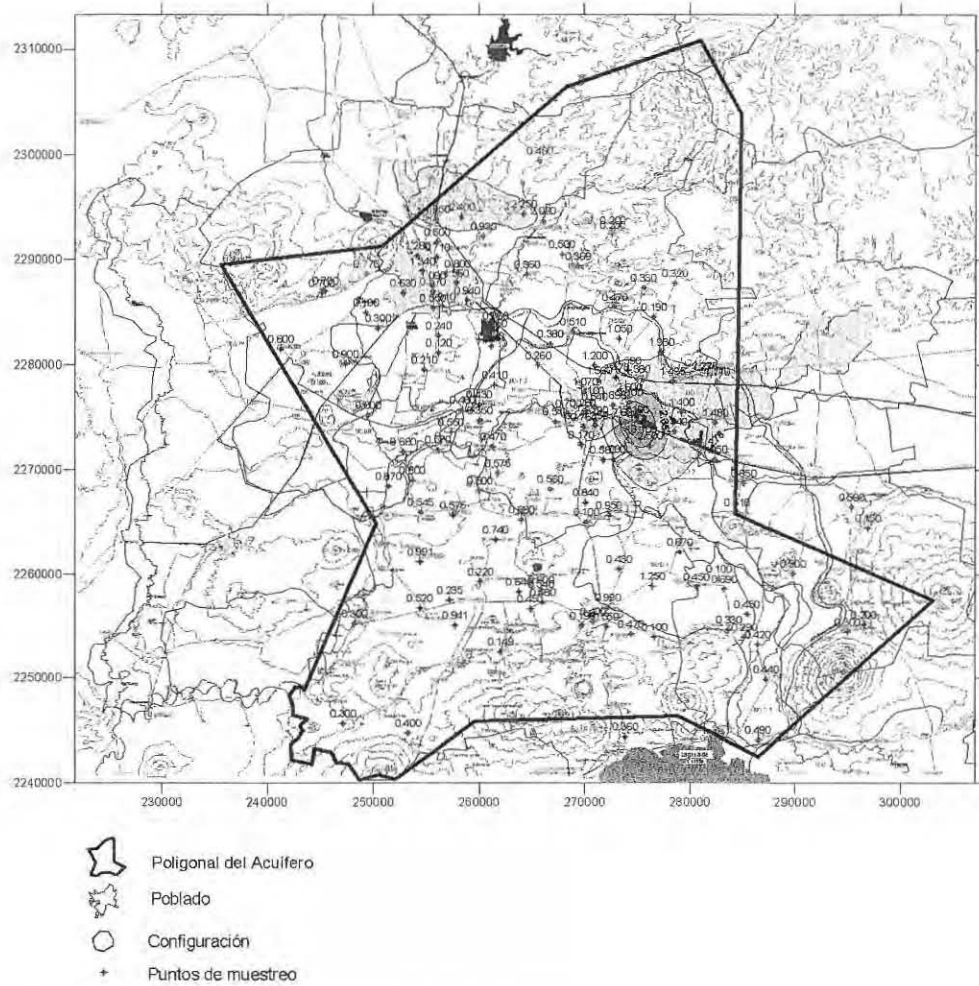


Figura I.5.8 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de fluoruro.

También se graficaron los resultados de la varianza del error de la estimación. Como se muestra en la figura I.5.9 la varianza es pequeña, la zona central del acuífero tiene varianzas menores a 0.394.

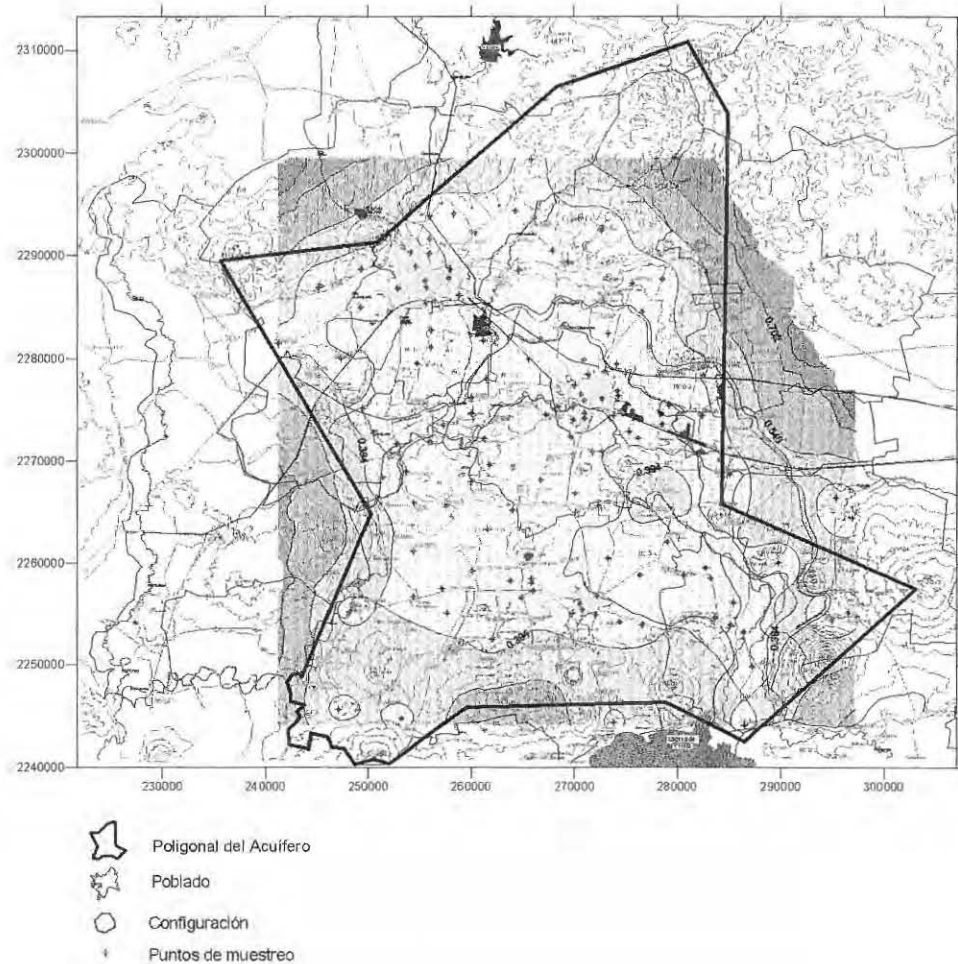


Figura I.5.9 Resultados del kriging ordinario, valores de la varianza de $\ln$ fluoruro.

En la tabla I.5.4 se presenta un resumen de los resultados de las predicciones. Los valores estimados tanto máximos como mínimos son muy semejantes a los datos tomados en campo. Lo anterior junto con los valores pequeños de la varianza nos indican que se tiene una buena modelación de la distribución de este parámetro en el área de estudio. Los valores de la curtosis y del coeficiente de asimetría nos indican que la distribución de los valores estimados es simétrica.

Tabla I.5.4 Resumen de resultados de las predicciones.

Kriging Ordinario	Ln Fluoruro	Fluoruro
Valor estimado mínimo	-1.586	0.205
Valor estimado máximo	1.720	5.584
Varianza mínima	0.243	-----
Varianza máxima	1.017	-----
Curtosis	0.592	25.207
Coefficiente de asimetría	0.817	3.813

Como resultado de la validación cruzada de ln fluoruro, en la figura I.5.10 aparecen las diferencias entre el valor real y el estimado al quitar cada uno de los datos. Los errores positivos aparecen en azul y los negativos en rojo. Se observa una distribución uniforme de los mismos en el área de estudio. La tabla I.5.5 presenta un resumen de los resultados de la validación cruzada.

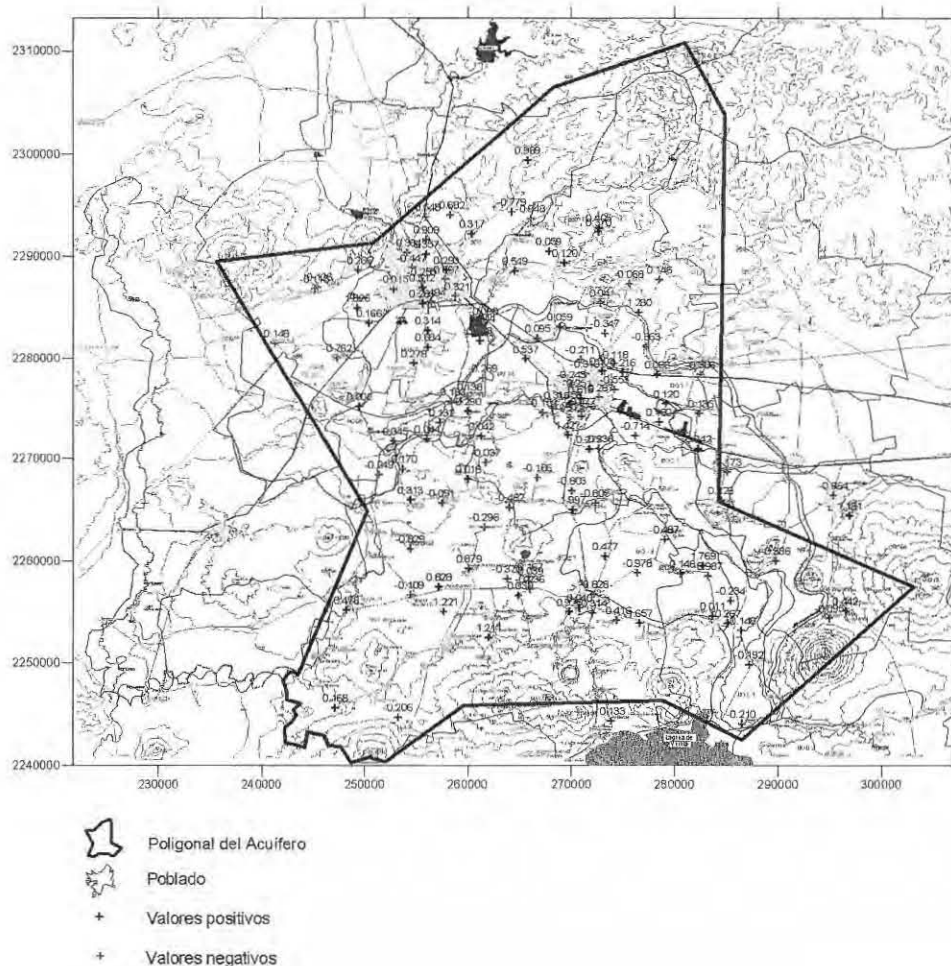


Figura I.5.10 Resultados de la validación cruzada de los estimados de ln fluoruro.

Tabla I.5.5 Resumen de resultados de la validación cruzada.

Validación Cruzada	Ln Fluoruro
Error mínimo	-1.221
Error Máximo	1.997
Valor medio del error	0.003
Varianza Media	0.358

En la tabla anterior se observa que el valor medio de los errores en la estimación en los pozos y la varianza media de la estimación son muy pequeños. Debido a que los errores mínimos y máximos en la estimación no son muy grandes se puede decir que se tiene una buena estimación en los pozos.

I.6 Análisis geoestadístico del manganeso

Al iniciar el análisis exploratorio del manganeso se tiene que para este parámetro se cuenta con 118 puntos de medición ya que en 2 pozos no se tiene información y en otros 20 se tienen valores menores al límite de detección (0.0011). El manganeso se midió en mg/l.

En nuestra muestra se detectaron 29 outliers distribucionales (ver tabla I.6.1 y figura I.6.1).

Tabla I.6.1 Outliers del manganeso

CLAVE DE POZO	MANGANESO	LN MANGANESO	CLAVE DE POZO	MANGANESO	LN MANGANESO
G176	0.215	-1.538	G1141 R 35	0.039	-3.248
R31	0.402	-0.910	17 CMAPAS	0.032	-3.458
9 CMAPAS	0.180	-1.716	N1684	0.089	-2.417
2 CMAPAS	0.356	-1.033	7T06	0.076	-2.572
G1459	0.533	-0.630	G837	0.071	-2.646
3474	0.767	-0.265	10 SAPAM	0.026	-3.669
G1074	0.166	-1.796	6 SAPAM	0.026	-3.661
7 SAPAM	0.197	-1.625	L684	0.042	-3.170
1443	0.172	-1.763	R1 L50	0.020	-3.914
2 SMAPAJ IGC589	0.508	-0.677	IGC 352	0.083	-2.490
Carmelitas Chico	0.880	-0.128	CAL 1687	0.093	-2.377
G1565	0.192	-1.649	1SMAPAJ, IGC1880	0.028	-3.561
G533 R14	0.029	-3.554	G1681	0.084	-2.472
G823	0.055	-2.895	7A CFE	0.020	-3.897
G1041	0.050	-2.990			

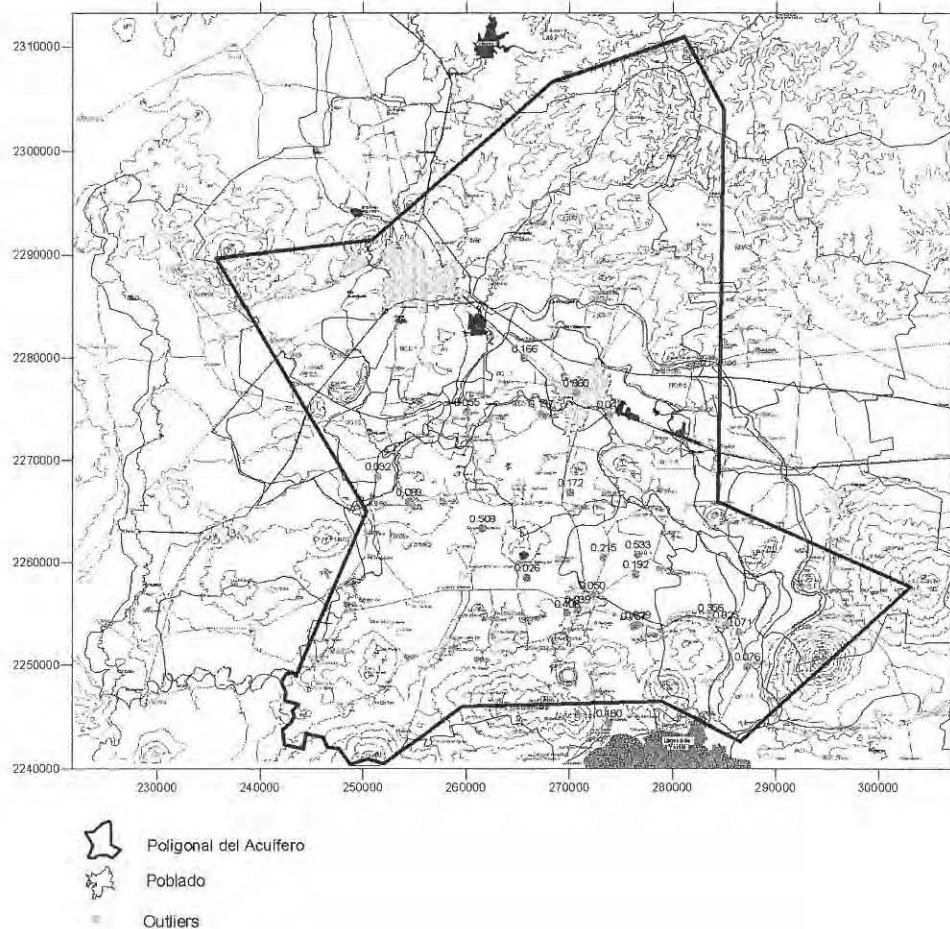


Figura I.6.1 Localización de los outliers del manganeso.

La prueba de normalidad se llevó a cabo analizando el histograma de la muestra en el que se aprecia una asimetría positiva en los datos (figura I.6.2), luego entonces la distribución no es normal. Para resolver el problema de asimetría en la distribución se hizo una transformación logarítmica a los datos (figura I.6.3). Se aprecia que dicha transformación mejoró la simetría de la distribución pero si además se le quitan veintinueve outliers a la muestra se observa una mejor distribución (figura I.6.4). La comparación de los estadígrafos de ambas distribuciones se muestra en la tabla I.6.2. El cálculo subsecuente se realizó con los datos transformados y sin los outliers.

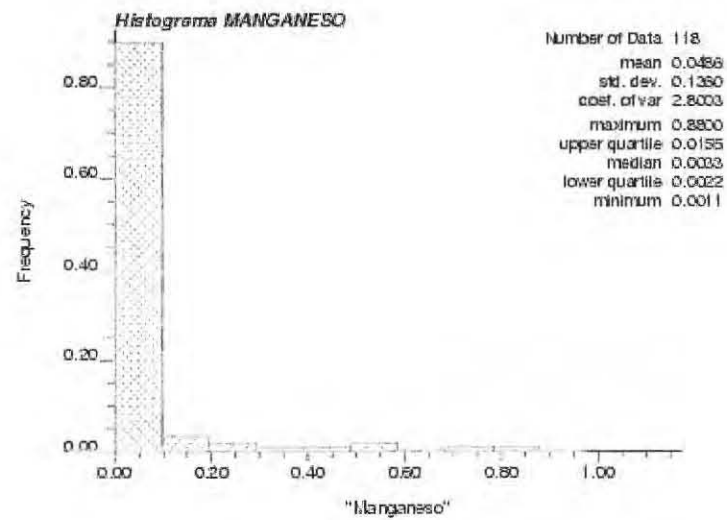


Figura I.6.2 Histograma de los datos de manganeso.

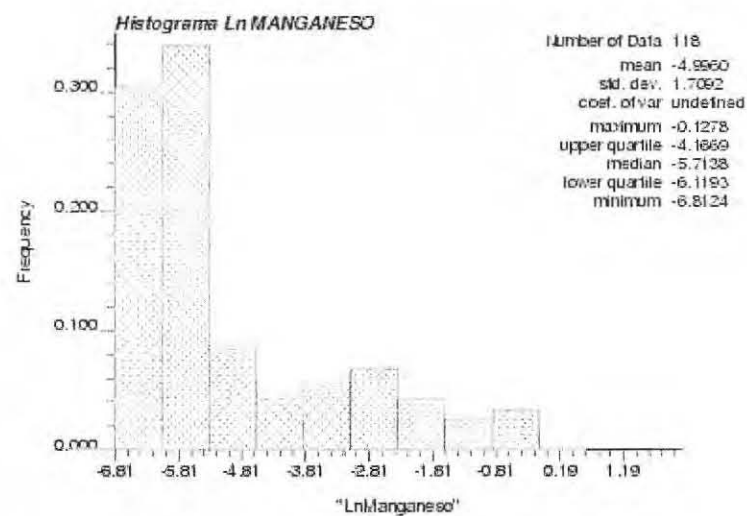


Figura I.6.3 Histograma de los datos de ln manganeso.

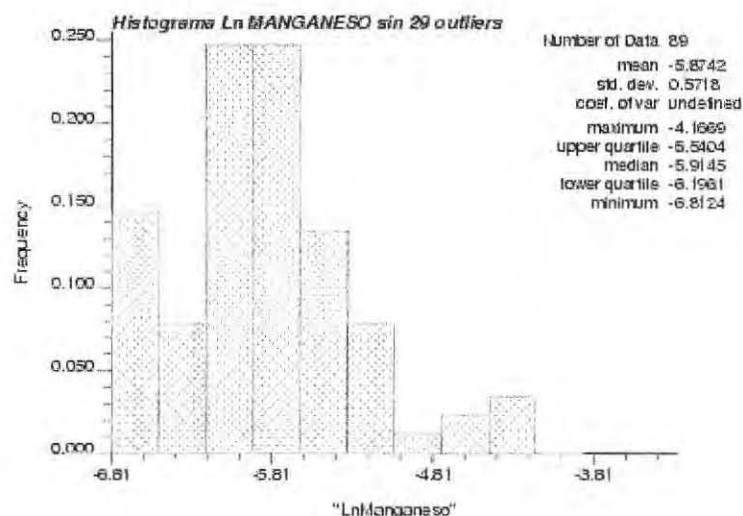


Figura I.6.4 Histograma de los datos de ln manganeso sin 29 outliers.

Tabla I.6.2 Resumen de los resultados de los estadígrafos.

ESTADÍGRAFOS	MANGANESO (mg/l)		
	Manganeso	Ln Manganeso	Ln Manganeso sin 29 outliers
Número total	118	118	89
Distancia máxima	61208	61208	61208
Valor medio	0.049	-4.996	-5.874
Desviación estándar	0.136	1.709	0.572
Coefficiente de variación	2.800	-0.342	-0.097
Máximo	0.880	-0.128	-4.167
3er cuartil	0.016	-4.167	-5.540
Mediana	0.003	-5.714	-5.914
1er cuartil	0.002	-6.119	-6.196
Mínimo	0.001	-6.812	-6.812
Curtosis	19.439	0.577	0.428
Coefficiente de asimetría	4.224	1.285	0.605

El valor máximo permisible para el manganeso de acuerdo a la NOM 127 SSA1-1994 es de 0.15 mg/l. En la figura I.6.5 aparecen de rojo los puntos que exceden la norma (12) y de azul los que se encuentran por debajo de la norma (128).

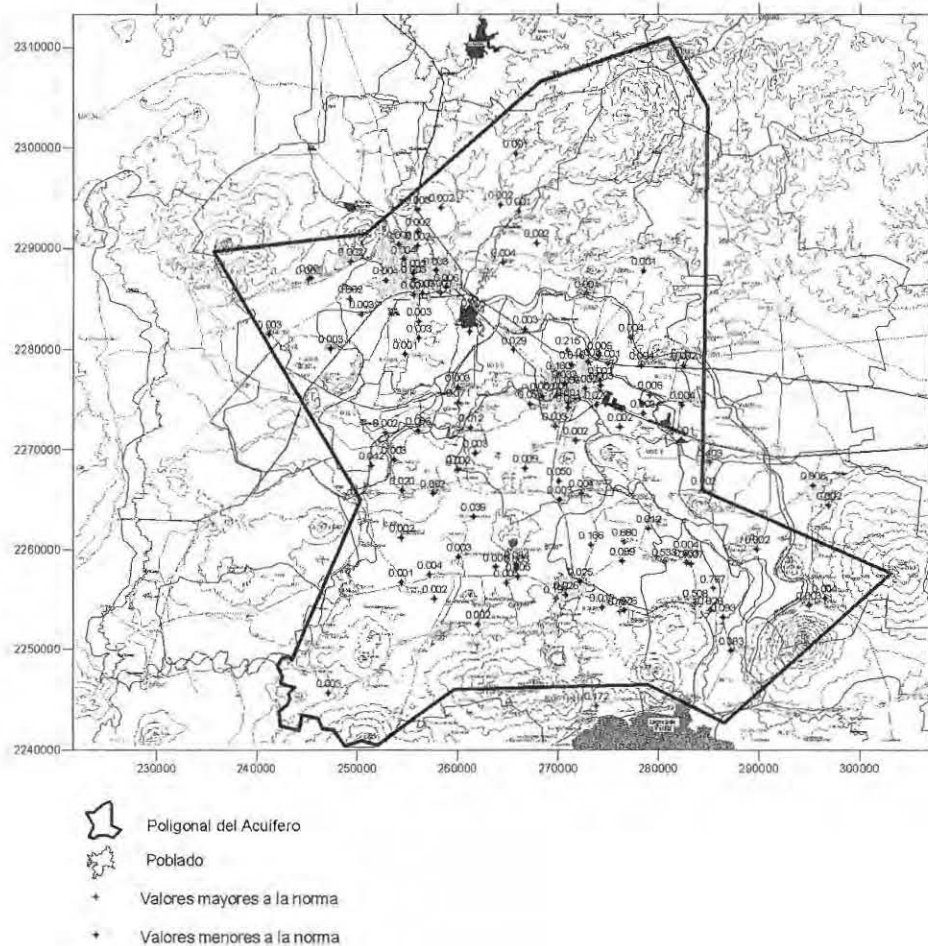


Figura I.6.5 Localización de los pozos utilizados en el análisis geoestadístico del manganeso.

Para el análisis estructural de los datos del manganeso, primeramente se dibujó el semivariograma con los datos transformados y después se le ajustó a la función resultante un modelo de tipo esférico. En la figura I.6.6 se aprecia gráficamente que el modelo ajustó muy bien y el ajuste se puede tomar como bueno debido a que el criterio de Akaike dió un valor muy pequeño de -567.263 . La línea continua es el semivariograma experimental y la línea segmentada es el teórico. En la tabla I.6.3 se muestran los parámetros del modelo obtenido.

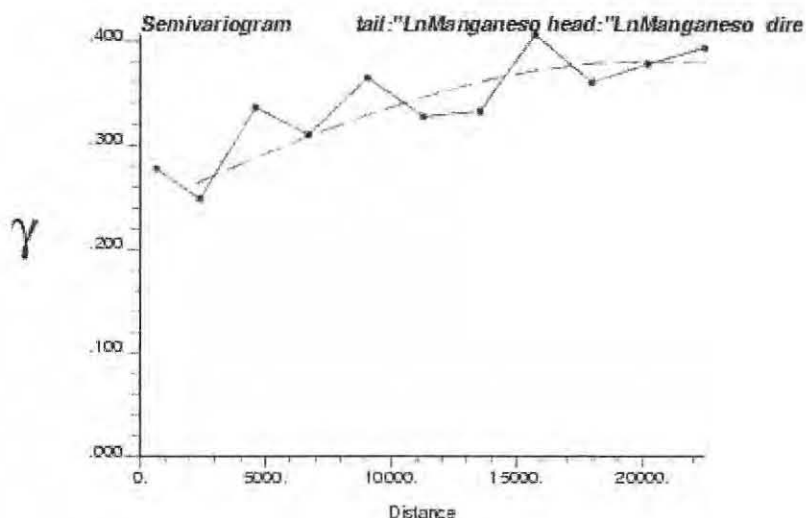


Figura I.6.6 Semivariograma de los datos de ln manganeso.

Tabla I.6.3 Modelación de la función de correlación espacial.

Variable	Modelo	Nugget	Sill	Alcance	Criterio de Akaike
Ln Manganese	Esférico	0.24	0.38	20000	-567.263

Ya teniendo el modelo ajustado, se procedió a realizar la estimación espacial mediante kriging ordinario, el cual consiste en interpolar espacialmente el valor de la propiedad en un punto mediante una combinación lineal de sus n vecinos más cercanos. Los resultados del kriging para el logaritmo natural del manganeso se muestran en la figura I.6.7. Con fines ilustrativos, también se obtuvo una estimación del manganeso, aplicando la función exponencial a los resultados del kriging para ln manganeso, los resultados se muestran en la figura I.6.8. No se obtuvo la varianza de esta estimación porque no se utilizará en los cálculos subsecuentes.

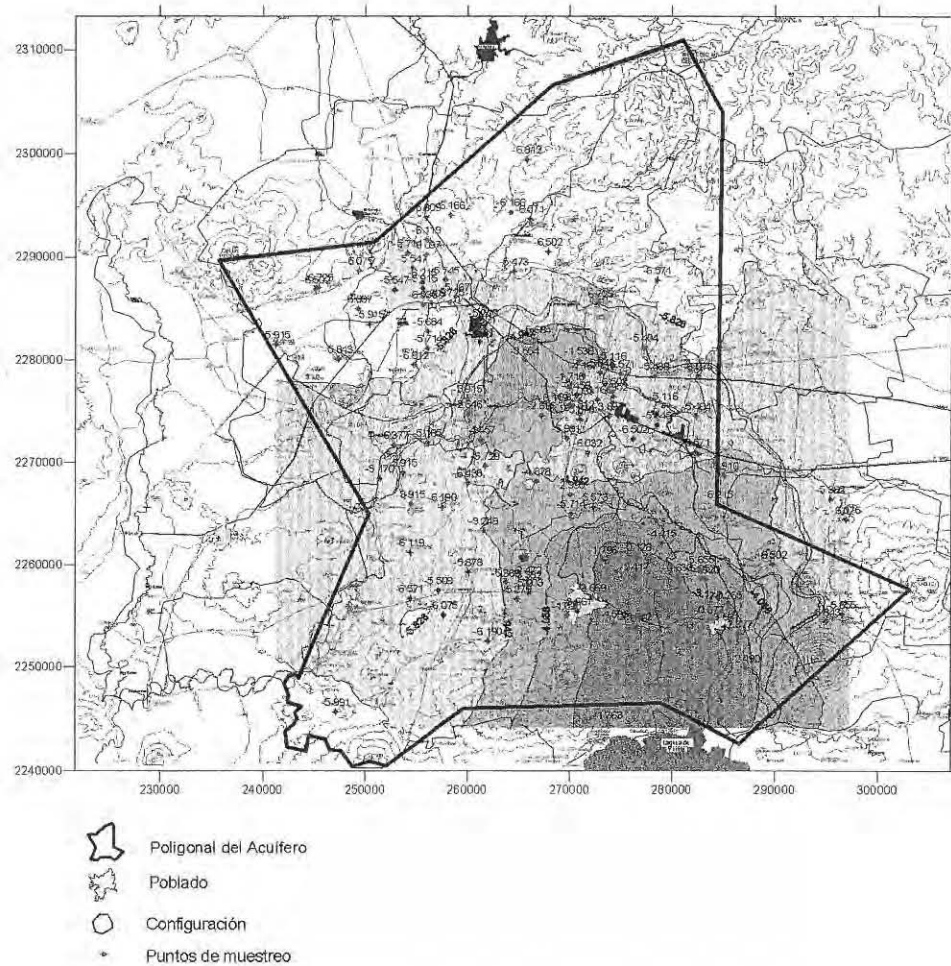


Figura I.6.7 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de ln manganeso.

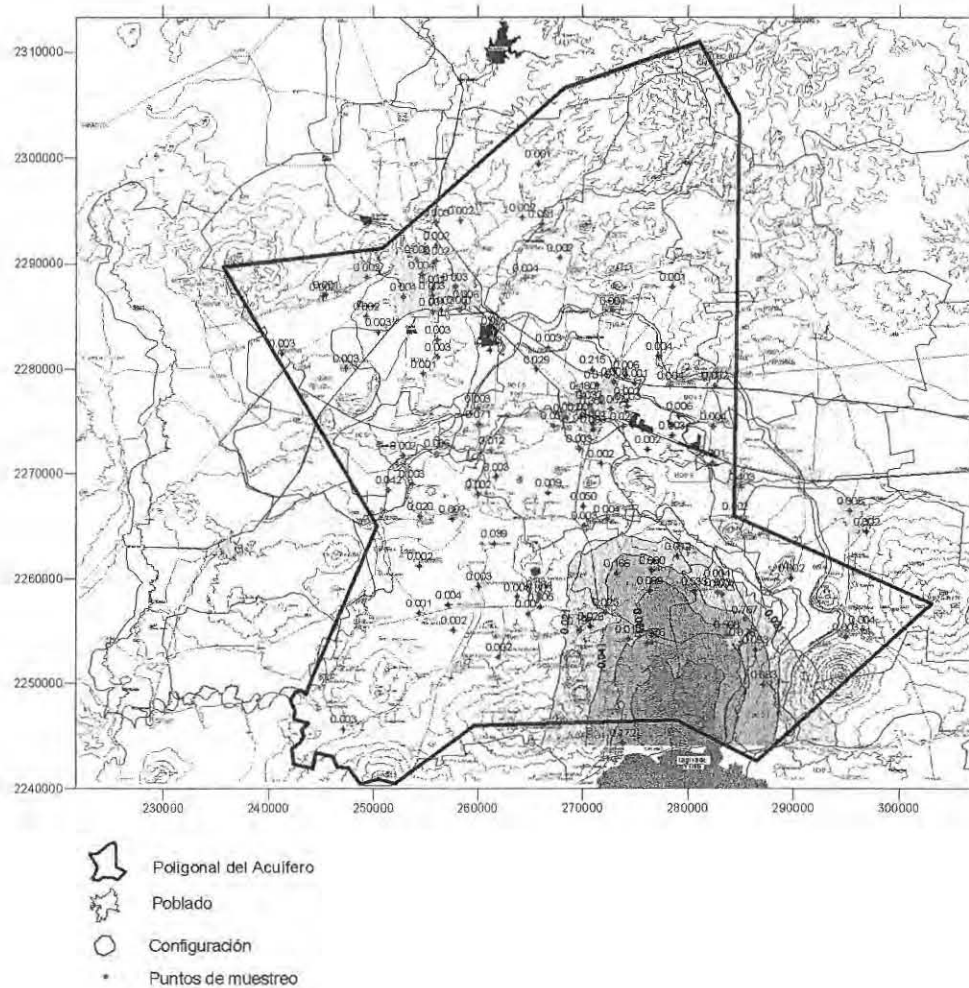


Figura I.6.8 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de manganeso.

También se graficaron los resultados de la varianza del error de la estimación. Como se muestra en la figura I.6.9 la varianza es pequeña, la zona central del acuífero tiene varianzas menores a 0.326.

Tabla I.6.4 Resumen de resultados de las predicciones.

Kriging Ordinario	Ln Manganese	Manganese
Valor estimado mínimo	-6.702	0.001
Valor estimado máximo	-2.286	1.102
Varianza mínima	0.269	-----
Varianza máxima	0.593	-----
Curtosis	0.583	7.485
Coeficiente de asimetría	1.176	2.824

Como resultado de la validación cruzada de ln manganeso, en la figura I.6.10 aparecen las diferencias entre el valor real y el estimado al quitar cada uno de los datos. Los errores positivos aparecen en azul y los negativos en rojo. Se observa una distribución uniforme de los mismos en el área de estudio. La tabla I.6.5 presenta un resumen de los resultados de la validación cruzada.

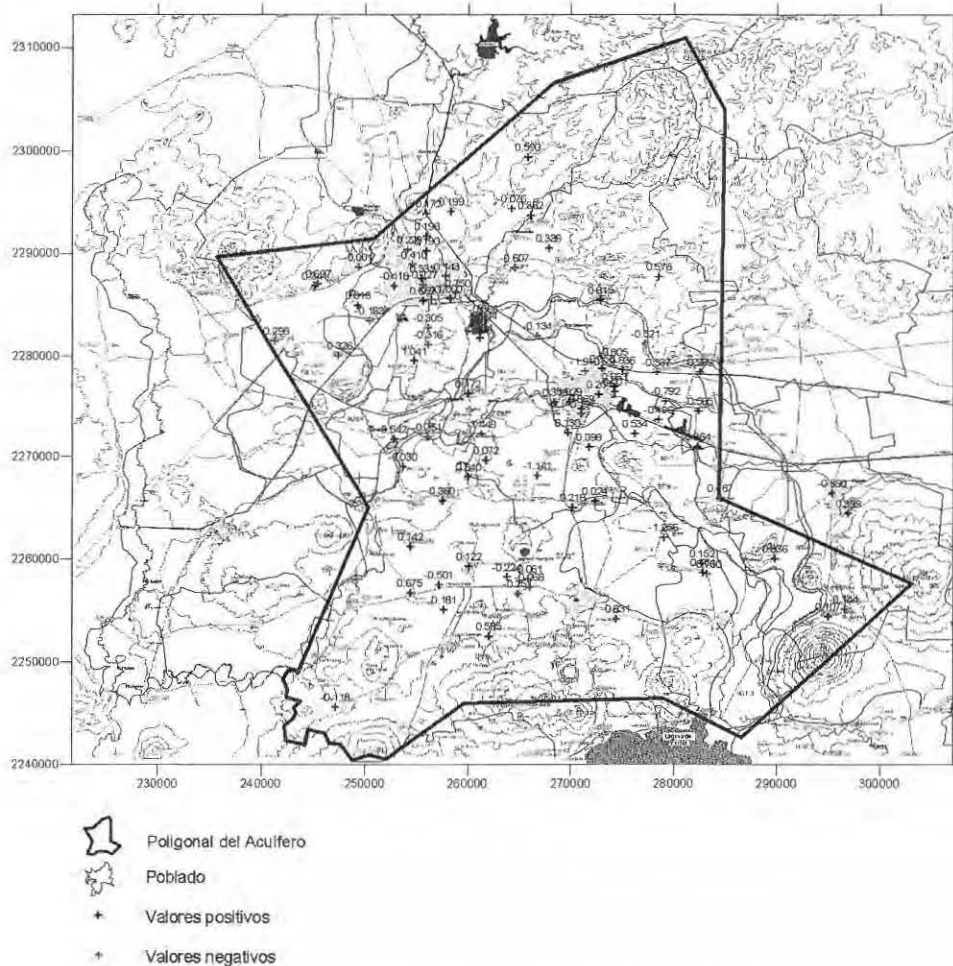


Figura I.6.10 Resultados de la validación cruzada de los estimados de ln manganeso.

Tabla I.6.5 Resumen de resultados de la validación cruzada.

Validación Cruzada	Ln Manganeso
Error mínimo	-1.910
Error Máximo	1.041
Valor medio del error	0.010
Varianza Media	0.311

En la tabla anterior se observa que el valor medio de los errores en la estimación en los pozos y la varianza media de la estimación son muy pequeños. Debido a que los errores mínimos y máximos en la estimación no son muy grandes se puede decir que se tiene una buena estimación en los pozos.

I.7 Análisis geoestadístico del nitrato

Al iniciar el análisis exploratorio del nitrato se tiene que para este parámetro se cuenta con 140 puntos de medición. El nitrato se midió en mg/l.

En nuestra muestra se detectaron 3 outliers distribucionales (ver tabla I.7.1 y figura I.7.1).

Tabla I.7.1 Outliers del Nitrato

CLAVE DE POZO	NITRATO	LN NITRATO
N1684	2.081	0.733
1	48.581	3.883
10 JUMAPAC	58.723	4.073

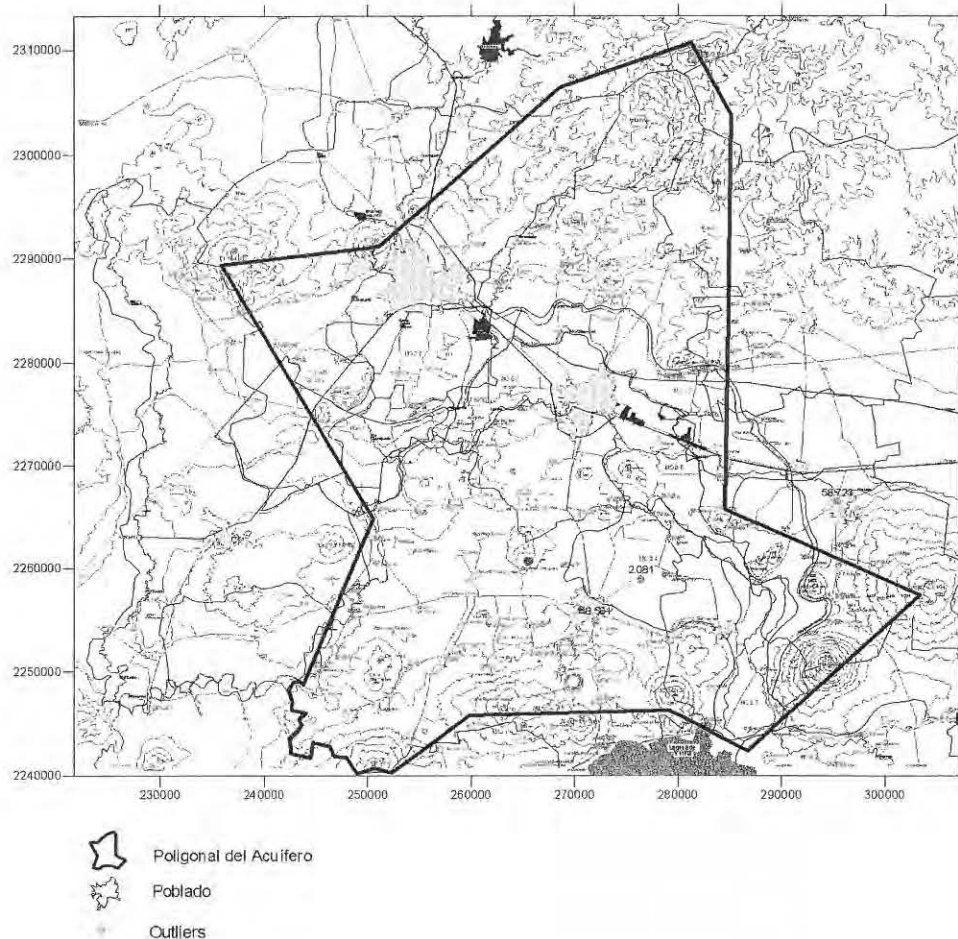


Figura I.7.1 Localización de los outliers del nitrato.

La prueba de normalidad se llevó a cabo analizando el histograma de la muestra en el que se apreciaba una asimetría positiva en los datos (figura I.7.2), luego entonces la distribución no es normal. Para resolver el problema de asimetría en la distribución se hizo una transformación logarítmica a los datos (figura I.7.3). Se aprecia que dicha transformación mejoró la simetría de la distribución pero si además se le quitan tres outliers a la muestra se observa una mejor distribución (figura I.7.4). La comparación de los estadígrafos de ambas distribuciones se muestra en la tabla I.7.2. El cálculo subsecuente se realizó con los datos transformados y sin los outliers.

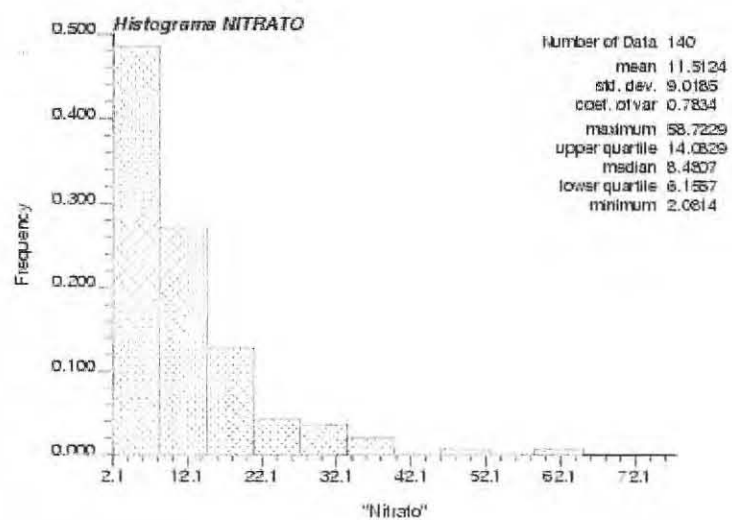


Figura I.7.2 Histograma de los datos de nitrato.

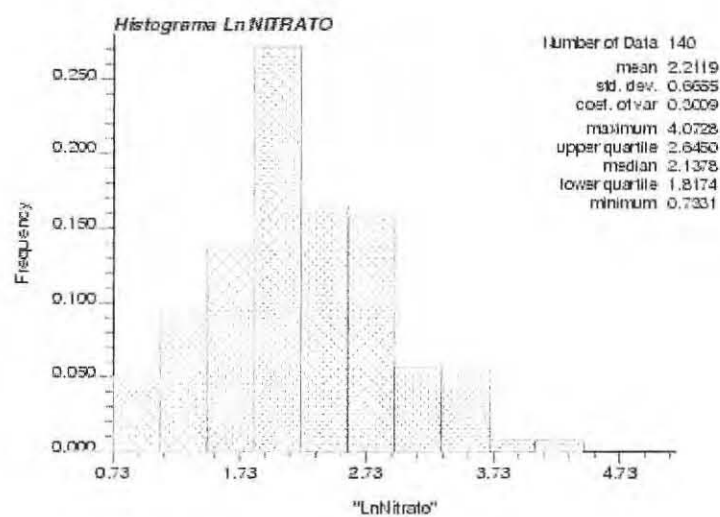


Figura I.7.3 Histograma de los datos de ln nitrato.

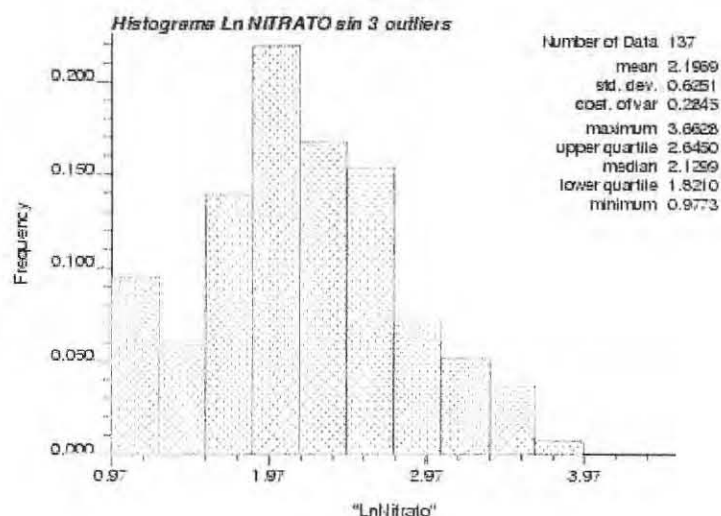


Figura I.7.4 Histograma de los datos de ln nitrato sin 3 outliers.

Tabla I.7.2 Resumen de los resultados de los estadígrafos.

ESTADÍGRAFOS	NITRATO (mg/l)		
	Nitrato	Ln Nitrato	Ln Nitrato sin 3 outliers
Número total	140	140	137
Distancia máxima	61208	61208	61208
Valor medio	11.512	2.212	2.197
Desviación estándar	9.018	0.666	0.625
Coefficiente de variación	0.783	0.301	0.284
Máximo	58.723	4.073	3.663
3er cuartil	14.083	2.645	2.645
Mediana	8.481	2.138	2.130
1er cuartil	6.155	1.817	1.821
Mínimo	2.081	0.733	0.977
Curtosis	7.164	-0.058	-0.325
Coefficiente de asimetría	2.338	0.237	0.126

El valor máximo permisible para el nitrato de acuerdo a la NOM 127 SSA1-1994 es de 44.28 mg/l. En la figura I.7.5 aparecen de rojo los puntos que exceden la norma (2) y de azul los que se encuentran por debajo de la norma (138).

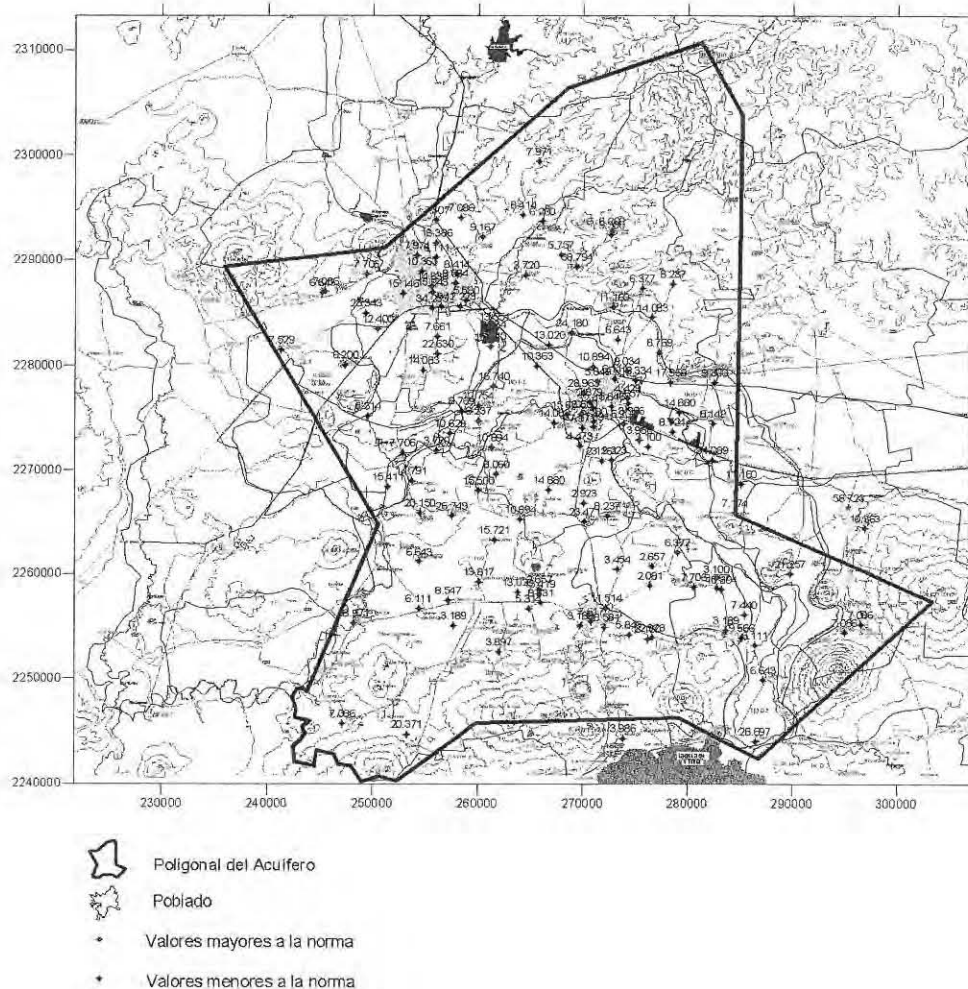


Figura I.7.5 Localización de los pozos utilizados en el análisis geoestadístico del nitrato.

Para el análisis estructural de los datos del nitrato, primeramente se dibujó el semivariograma con los datos transformados y después se le ajustó a la función resultante un modelo de tipo esférico. En la figura I.7.6 se aprecia gráficamente que el modelo ajustó muy bien y el ajuste se puede tomar como bueno debido a que el criterio de Akaike dió un valor muy pequeño de -838.986 . La línea continua es el semivariograma experimental y la línea segmentada es el teórico. En la tabla I.7.3 se muestran los parámetros del modelo obtenido.

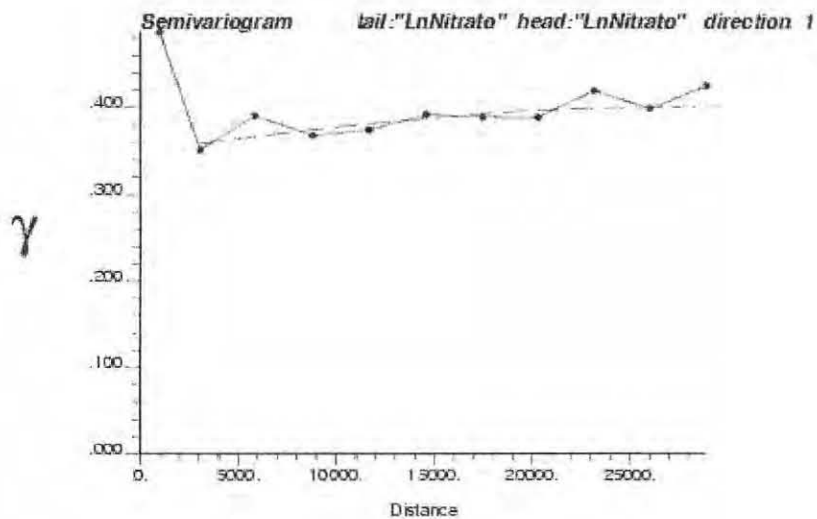


Figura I.7.6 Semivariograma de los datos de ln nitrato.

Tabla I.7.3 Modelación de la función de correlación espacial.

Variable	Modelo	Nugget	Sill	Alcance	Criterio de Akaike
Ln Nitrato	Esférico	0.35	0.40	26000	-838.986

Ya teniendo el modelo ajustado, se procedió a realizar la estimación espacial mediante kriging ordinario, el cual consiste en interpolar espacialmente el valor de la propiedad en un punto mediante una combinación lineal de sus n vecinos más cercanos. Los resultados del kriging para el logaritmo natural de la temperatura se muestran en la figura I.7.7. Con fines ilustrativos, también se obtuvo una estimación de la temperatura, aplicando la función exponencial a los resultados del kriging para ln temperatura, los resultados se muestran en la figura I.7.8. No se obtuvo la varianza de esta estimación porque no se utilizará en los cálculos subsecuentes.

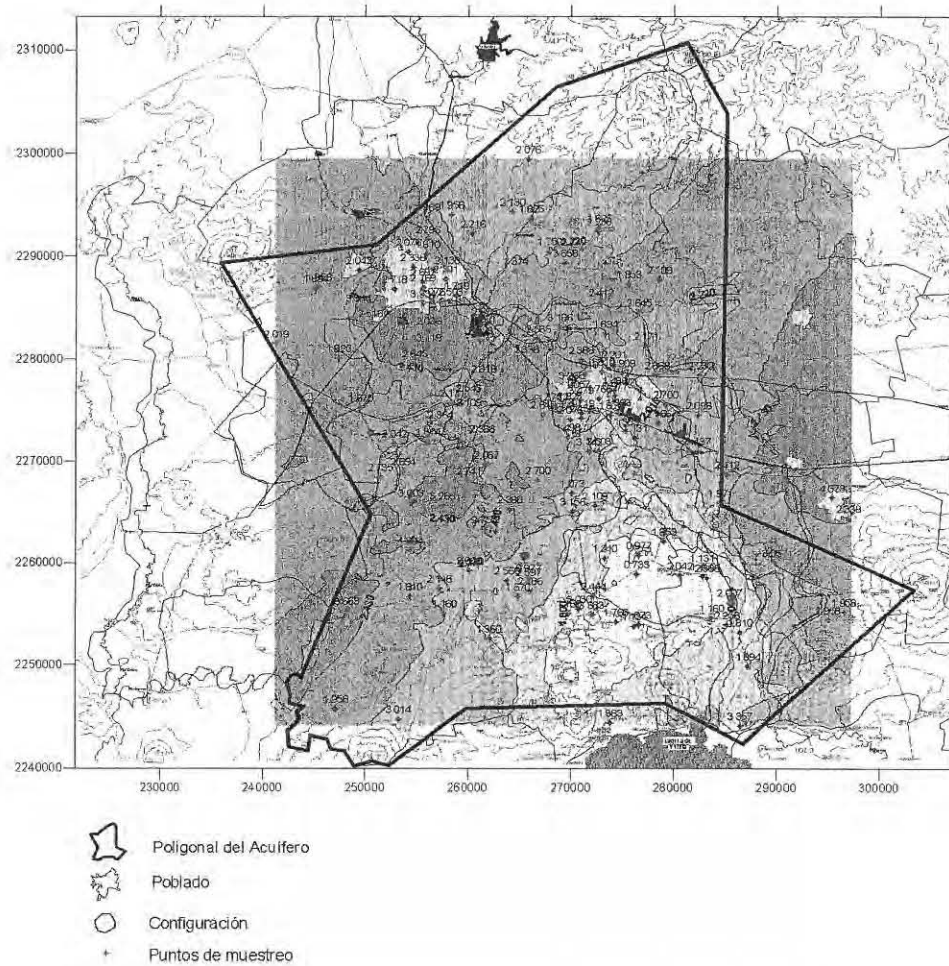


Figura I.7.7 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de ln nitrato.

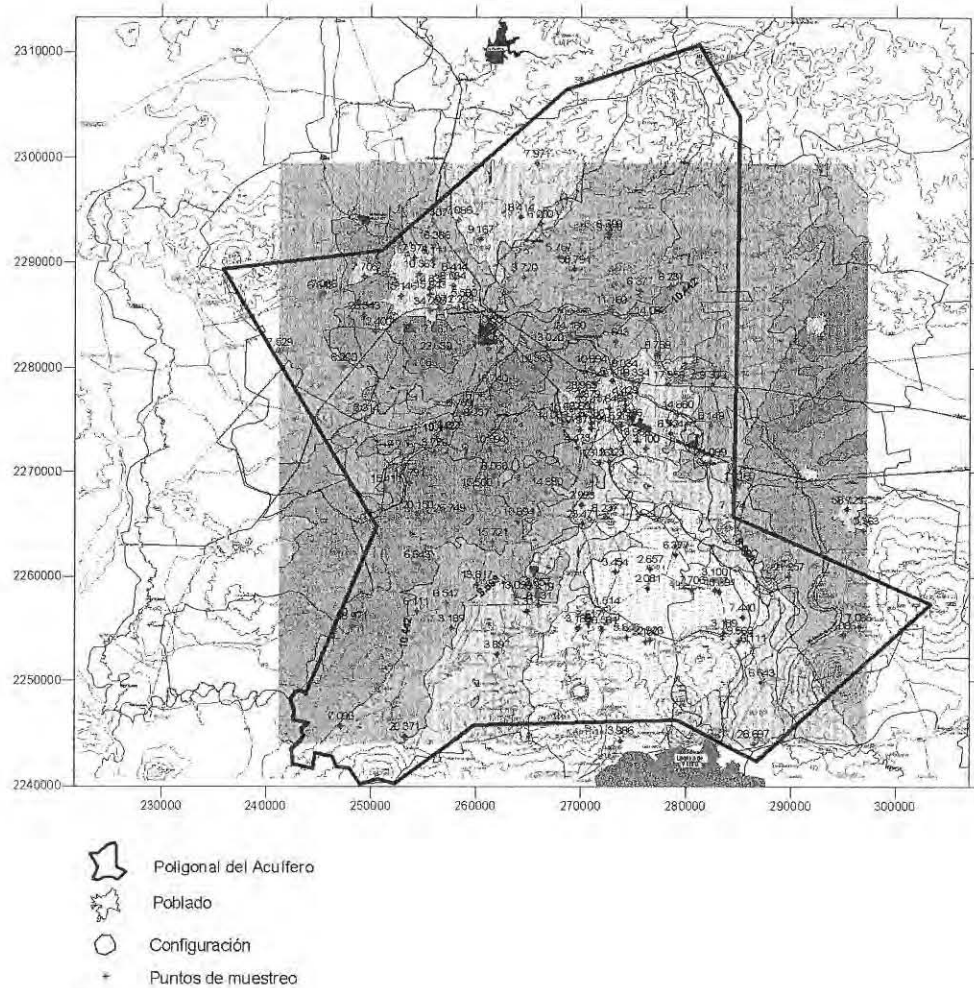


Figura I.7.8 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de nitrato.

También se graficaron los resultados de la varianza del error de la estimación. Como se muestra en la figura I.7.9 la varianza es pequeña, la zona central del acuífero tiene varianzas menores a 0.392.

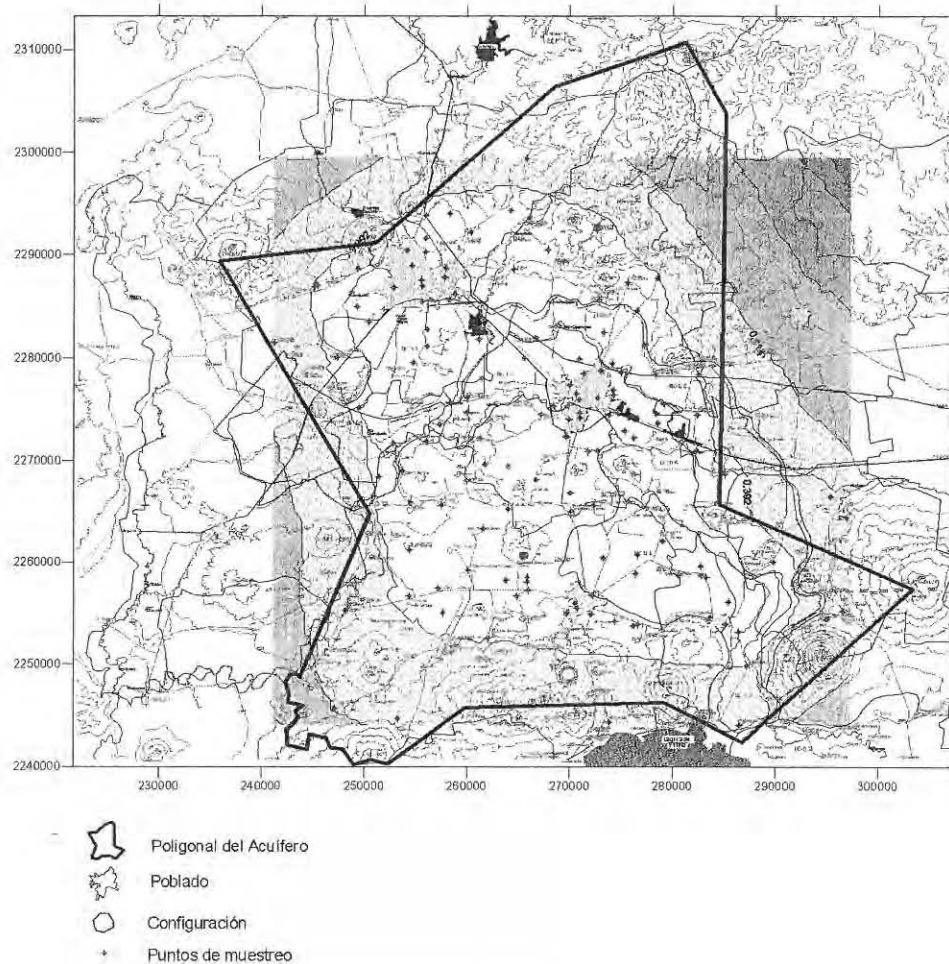


Figura I.7.9 Resultados del kriging ordinario, valores de la varianza de ln nitrato.

En la tabla I.7.4 se presenta un resumen de los resultados de las predicciones. Los valores estimados tanto máximos como mínimos son muy semejantes a los datos tomados en campo. Lo anterior junto con los valores pequeños de la varianza nos indican que se tiene una buena modelación de la distribución de este parámetro en el área de estudio. Los valores de la curtosis y del coeficiente de asimetría nos indican que la distribución de los valores estimados es simétrica.

Tabla I.7.4 Resumen de resultados de las predicciones.

Kriging Ordinario	Ln Nitrato	Nitrato
Valor estimado mínimo	1.592	4.914
Valor estimado máximo	2.649	14.140
Varianza mínima	0.376	-----
Varianza máxima	0.489	-----
Curtosis	0.051	-0.494
Coefficiente de asimetría	-0.812	-0.377

Como resultado de la validación cruzada de ln nitrato, en la figura I.7.10 aparecen las diferencias entre el valor real y el estimado al quitar cada uno de los datos. Los errores positivos aparecen en azul y los negativos en rojo. Se observa una distribución uniforme de los mismos en el área de estudio. La tabla I.7.5 presenta un resumen de los resultados de la validación cruzada.

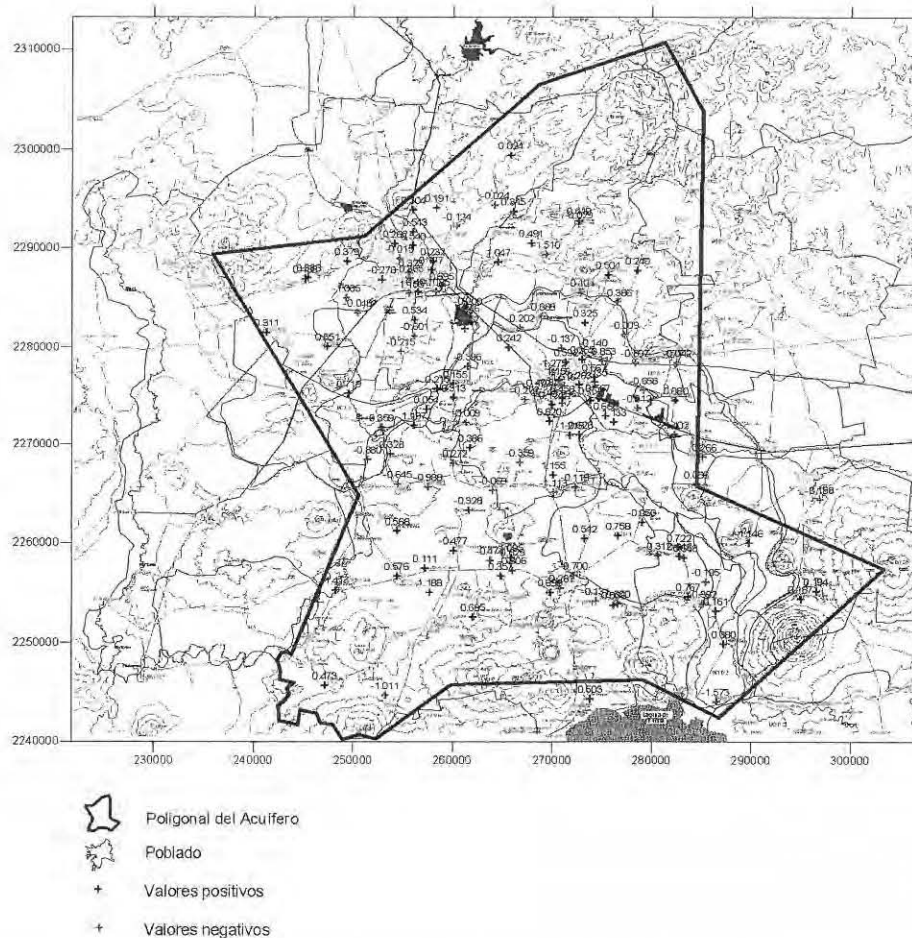


Figura I.7.10 Resultados de la validación cruzada de los estimados de ln nitrato.

Tabla I.7.5 Resumen de resultados de la validación cruzada.

Validación Cruzada	Ln Nitrato
Error mínimo	-1.573
Error Máximo	1.197
Valor medio del error	-0.014
Varianza Media	0.387

En la tabla anterior se observa que el valor medio de los errores en la estimación en los pozos y la varianza media de la estimación son muy pequeños. Debido a que los errores mínimos y máximos en la estimación no son muy grandes se puede decir que se tiene una buena estimación en los pozos.

I.8 Análisis geoestadístico del sodio

Al iniciar el análisis exploratorio del sodio se tiene que para este parámetro se cuenta con 140 puntos de medición. El sodio se midió en mg/l.

No se detectaron valores que se alejaran significativamente del valor medio de la muestra ni valores muy diferentes a los de sus vecinos más cercanos. Por lo tanto se puede decir que no se tienen valores atípicos (outliers).

La prueba de normalidad se llevó a cabo analizando el histograma de la muestra en el que se aprecia una asimetría positiva en los datos (figura I.8.1), luego entonces la distribución no es normal. Para resolver el problema de asimetría en la distribución se hizo una transformación logarítmica a los datos (figura I.8.2). Dicha transformación mejoró la simetría de la distribución. La comparación de los estadígrafos de ambas distribuciones se muestra en la tabla I.8.1. El cálculo subsecuente se realizó con los datos transformados.

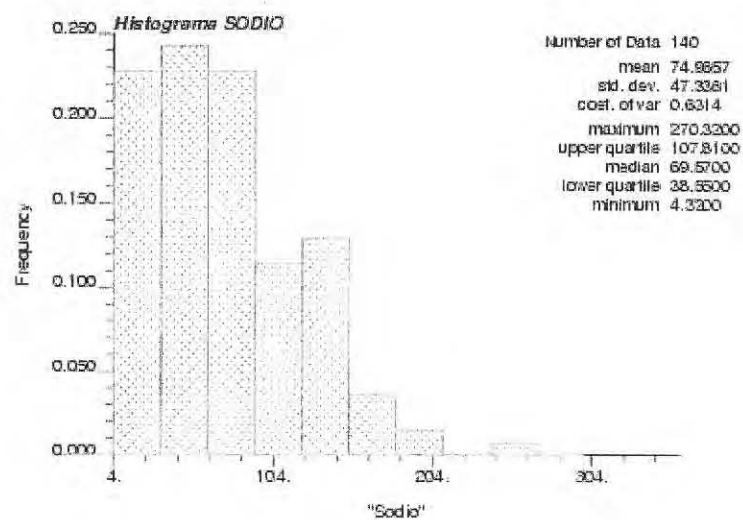


Figura I.8.1 Histograma de los datos de sodio.

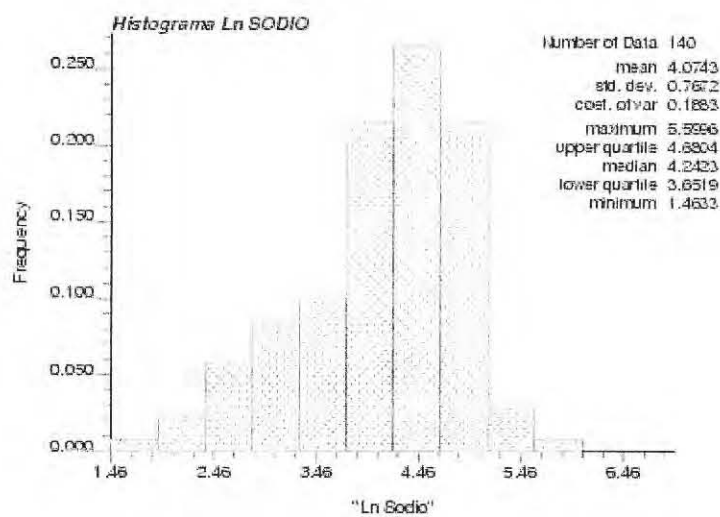


Figura I.8.2 Histograma de los datos de ln sodio.

Tabla I.8.1 Resumen de los resultados de los estadígrafos.

ESTADÍGRAFOS	SODIO (mg/l)	
	Sodio	Ln Sodio
Número total	140	140
Distancia máxima	61208	61208
Valor medio	74.966	4.074
Desviación estándar	47.336	0.767
Coeficiente de variación	0.631	0.188
Máximo	270.320	6.000
3er cuartil	107.810	4.680
Mediana	69.570	4.242
1er cuartil	38.560	3.652
Mínimo	4.320	1.463
Curtosis	1.026	0.361
Coeficiente de asimetría	0.881	-0.777

El valor máximo permisible para el sodio de acuerdo a la NOM 127 SSA1-1994 es de 200 mg/l. En la figura I.8.3 aparece de rojo el punto que exceden la norma (1) y de azul los que se encuentran por debajo de la norma (139).

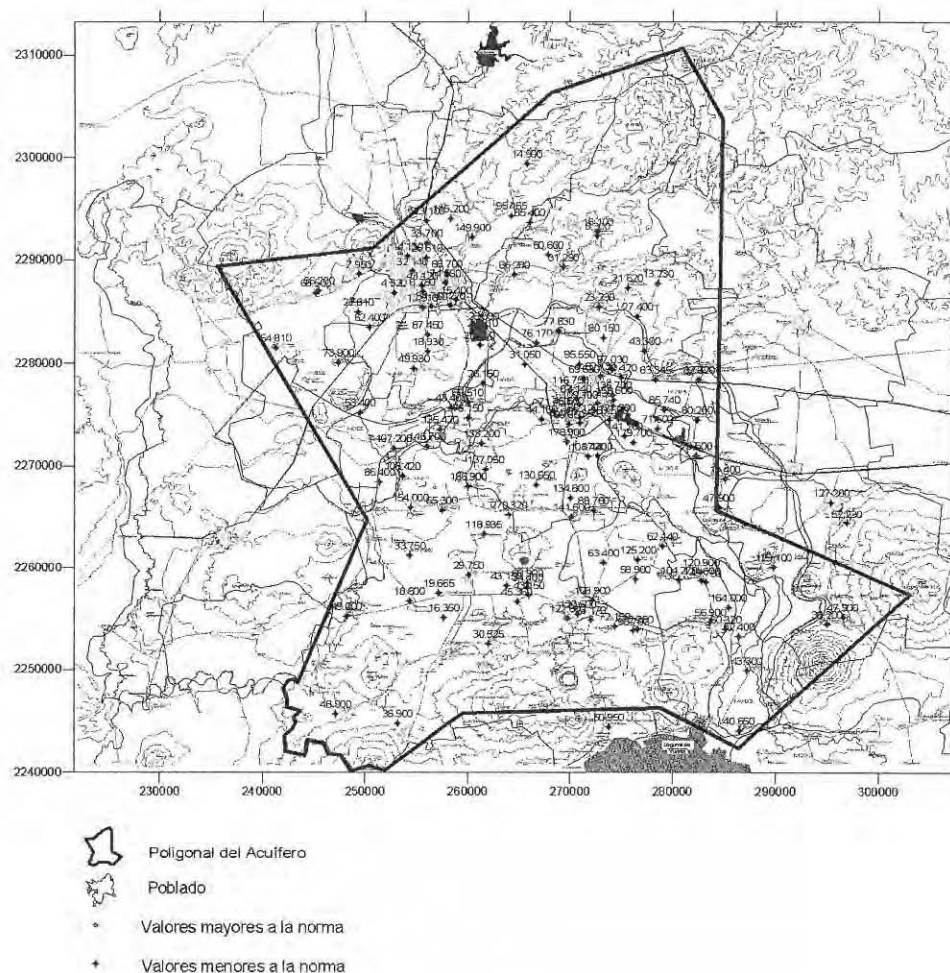


Figura I.8.3 Localización de los pozos utilizados en el análisis geoestadístico del sodio.

Para el análisis estructural de los datos del sodio, primeramente se dibujó el semivariograma con los datos transformados y después se le ajustó a la función resultante un modelo de tipo esférico. En la figura I.8.4 se aprecia gráficamente que el modelo ajustó muy bien y el ajuste se puede tomar como bueno debido a que el criterio de Akaike dió un valor muy pequeño de -939.973 . La línea continua es el semivariograma experimental y la línea segmentada es el teórico. En la tabla I.8.2 se muestran los parámetros del modelo obtenido.

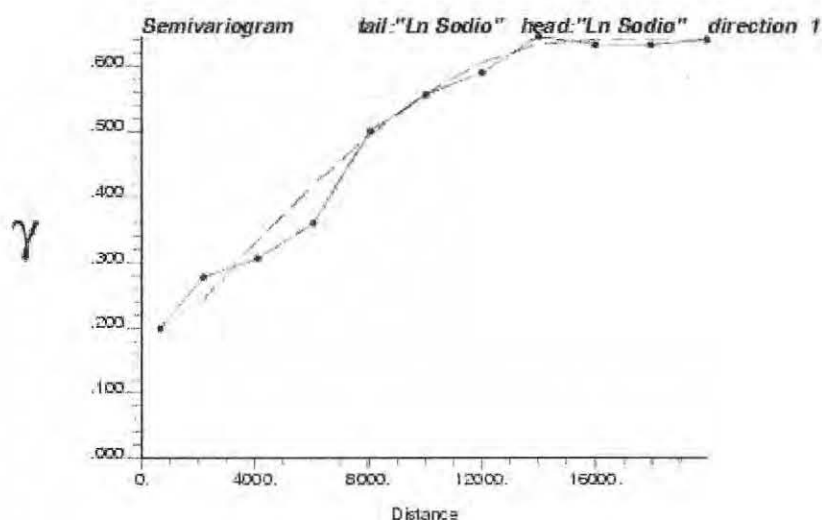


Figura I.8.4 Semivariograma de los datos de ln sodio.

Tabla I.8.2 Modelación de la función de correlación espacial.

Variable	Modelo	Nugget	Sill	Alcance	Criterio de Akaike
Ln Sodio	Esférico	0.14	0.64	15500	-939.973

Ya teniendo el modelo ajustado, se procedió a realizar la estimación espacial mediante kriging ordinario, el cual consiste en interpolar espacialmente el valor de la propiedad en un punto mediante una combinación lineal de sus n vecinos más cercanos. Los resultados del kriging para el logaritmo natural del nitrato se muestran en la figura I.8.5. Con fines ilustrativos, también se obtuvo una estimación del nitrato, aplicando la función exponencial a los resultados del kriging para ln nitrato, los resultados se muestran en la figura I.8.6. No se obtuvo la varianza de esta estimación porque no se utilizará en los cálculos subsecuentes.

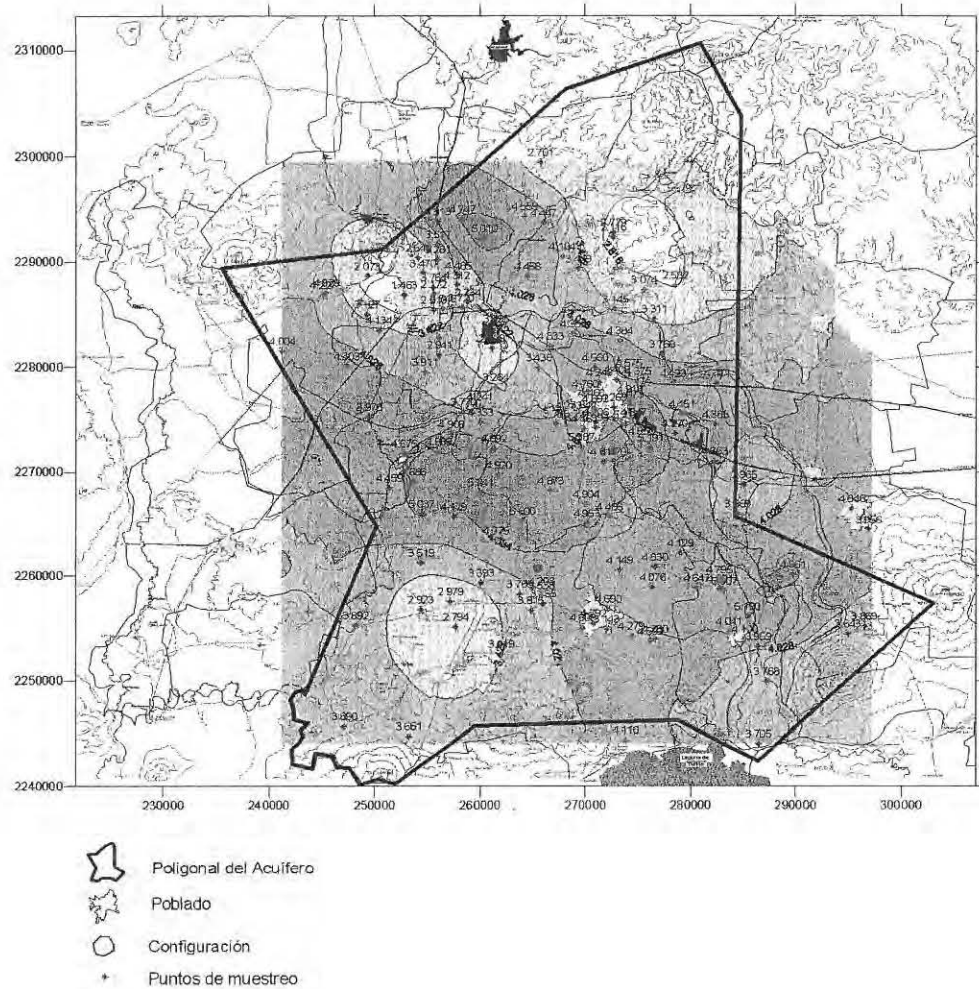


Figura I.8.5 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de ln sodio.

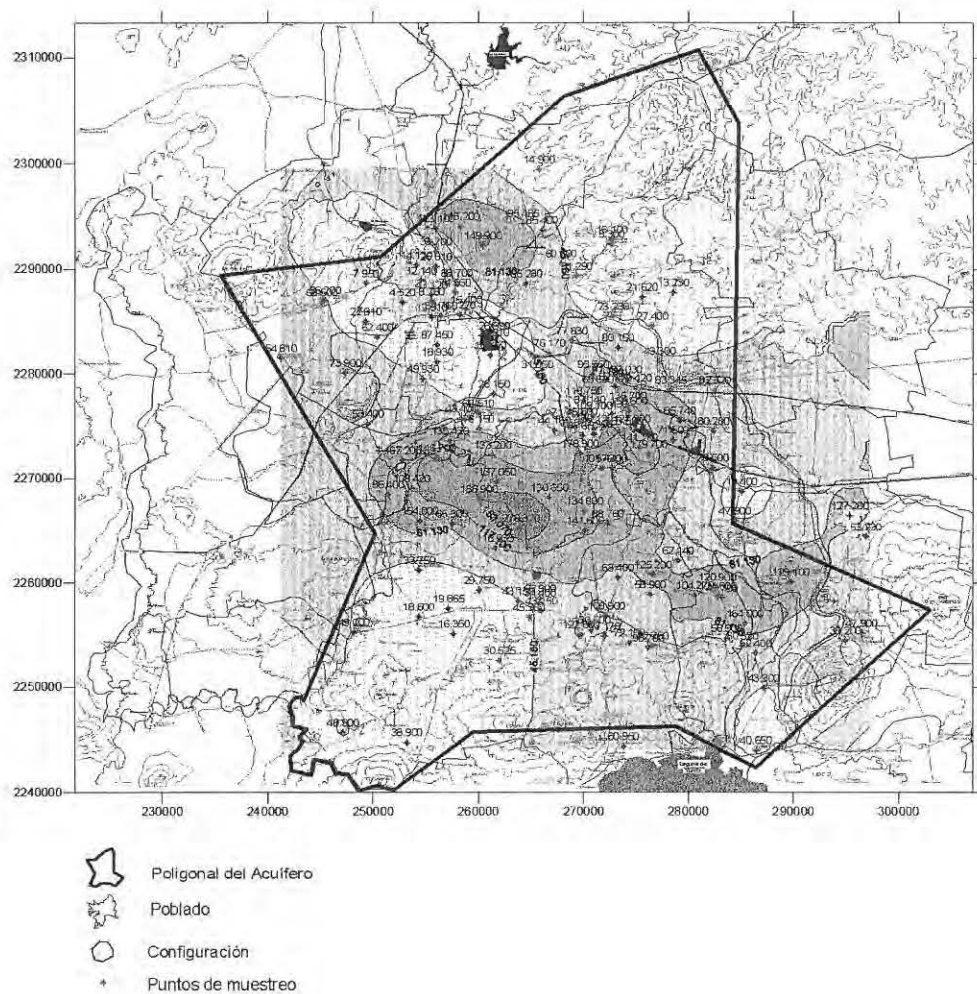


Figura I.8.6 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de sodio.

También se graficaron los resultados de la varianza del error de la estimación. Como se muestra en la figura I.8.7 la varianza es pequeña, la zona central del acuífero tiene varianzas menores a 0.366.

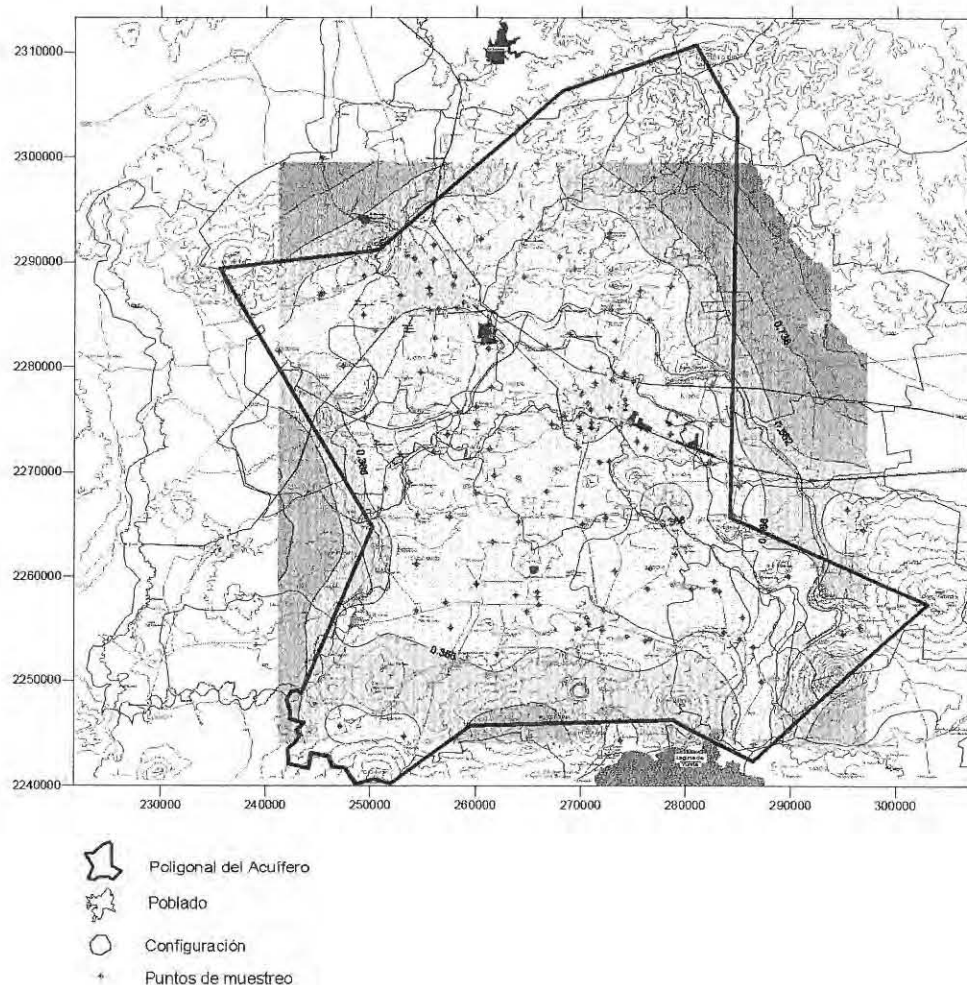


Figura I.8.7 Resultados del kriging ordinario, valores de la varianza de $\ln$ sodio.

En la tabla I.8.3 se presenta un resumen de los resultados de las predicciones. Los valores estimados tanto máximos como mínimos son muy semejantes a los datos tomados en campo. Lo anterior junto con los valores pequeños de la varianza nos indican que se tiene una buena modelación de la distribución de este parámetro en el área de estudio. Los valores de la curtosis y del coeficiente de asimetría nos indican que la distribución de los valores estimados es simétrica.

Tabla I.8.3 Resumen de resultados de las predicciones.

Kriging Ordinario	Ln Sodio	Sodio
Valor estimado mínimo	2.219	9.198
Valor estimado máximo	5.242	189.048
Varianza mínima	0.189	-----
Varianza máxima	1.115	-----
Curtosis	-0.029	1.154
Coefficiente de asimetría	-0.463	0.946

Como resultado de la validación cruzada de ln sodio, en la figura I.8.8 aparecen las diferencias entre el valor real y el estimado al quitar cada uno de los datos. Los errores positivos aparecen en azul y los negativos en rojo. Se observa una distribución uniforme de los mismos en el área de estudio. La tabla I.8.4 presenta un resumen de los resultados de la validación cruzada.

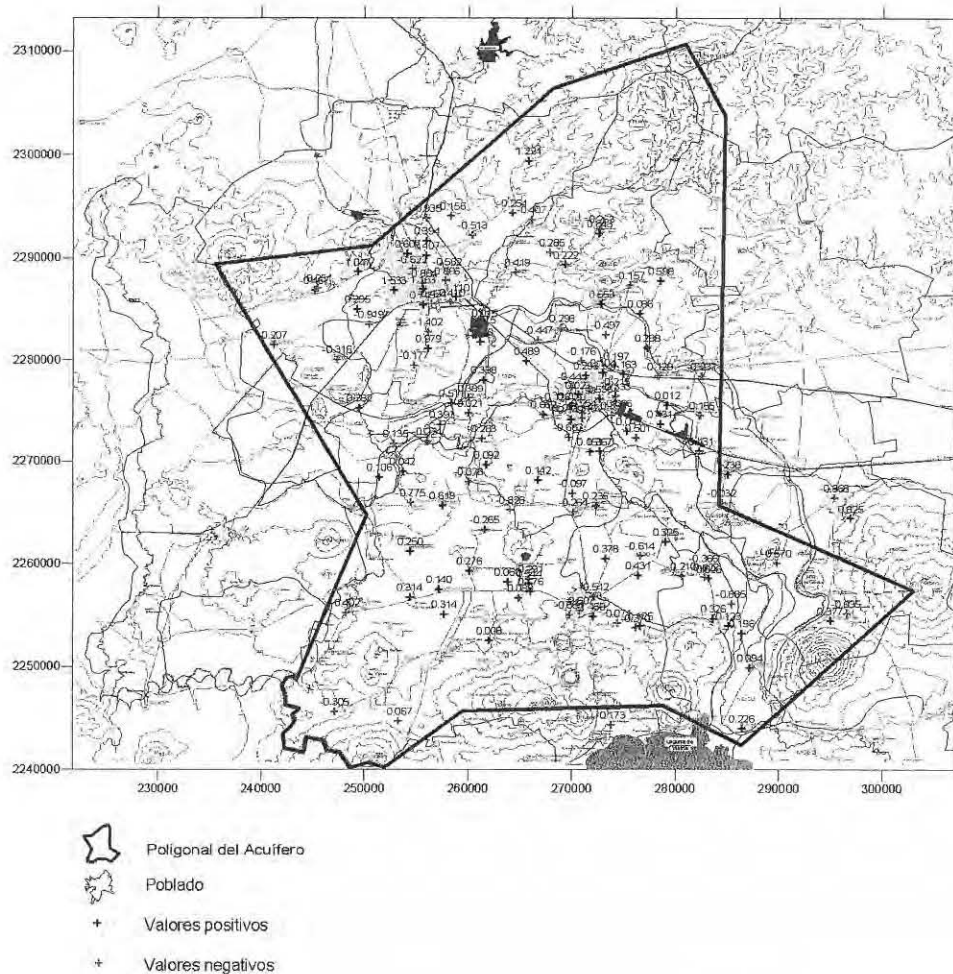


Figura I.8.8 Resultados de la validación cruzada de los estimados de ln sodio.

Tabla I.8.4 Resumen de resultados de la validación cruzada.

Validación Cruzada	Ln Sodio
Error mínimo	-1.402
Error Máximo	1.533
Valor medio del error	0.003
Varianza Media	0.306

En la tabla anterior se observa que el valor medio de los errores en la estimación en los pozos y la varianza media de la estimación son muy pequeños. Debido a que los errores mínimos y máximos en la estimación no son muy grandes se puede decir que se tiene una buena estimación en los pozos.

I.9 Análisis geoestadístico de la temperatura

Al iniciar el análisis exploratorio de la temperatura se tiene que para este parámetro se cuenta con 140 puntos de medición. La temperatura se midió en °C.

En nuestra muestra se detectaron 4 outliers (ver tabla I.9.1 y figura I.9.1).

Tabla I.9.1 Outliers de la temperatura

CLAVE DE POZO	TEMPERATURA	LN TEMPERATURA
1443	24.100	3.182
1570 IGC397	20.400	3.016
G2732 IGC 446	27.400	3.311
IGC 450	15.800	2.760

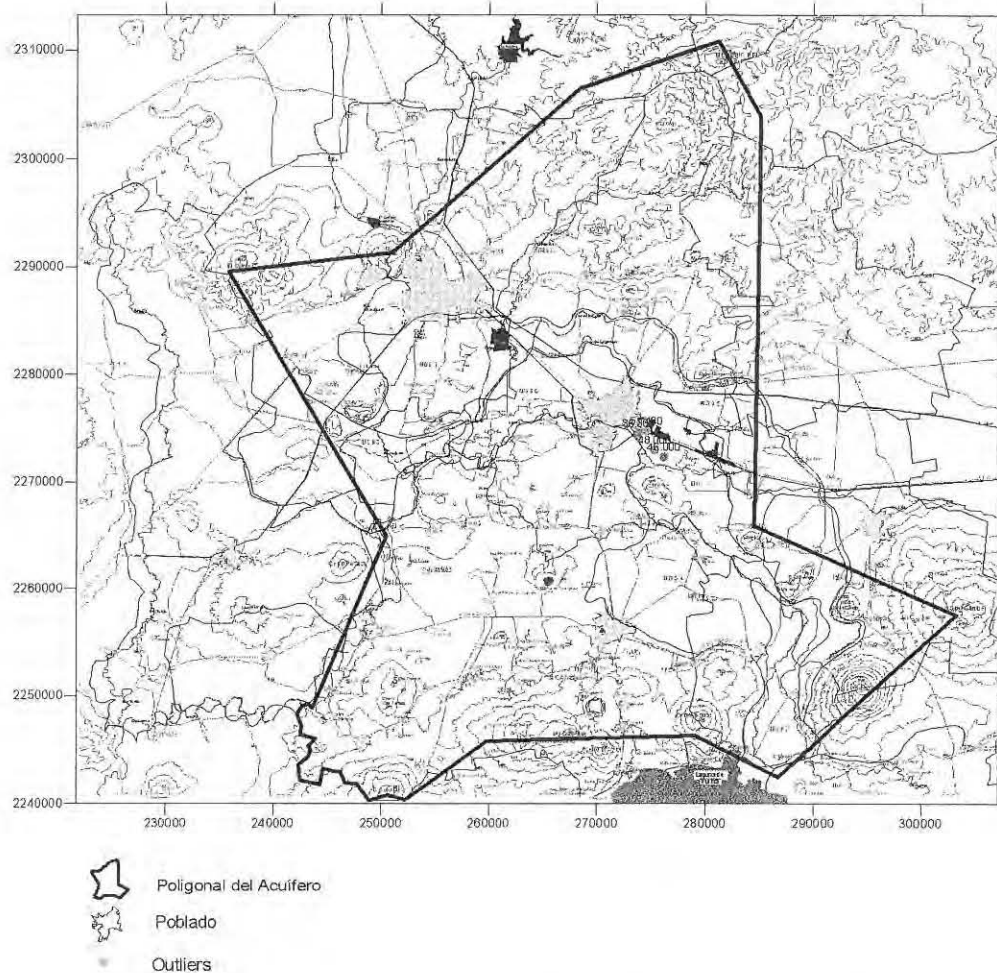


Figura I.9.1 Localización de los outliers de la temperatura.

La prueba de normalidad se llevó a cabo analizando el histograma de la muestra en el que se aprecia una asimetría positiva en los datos (figura I.9.2), luego entonces la distribución no es normal. Para resolver el problema de asimetría en la distribución se hizo una transformación logarítmica a los datos (figura I.9.3). Se aprecia que dicha transformación mejoró la simetría de la distribución pero si además se le quitan cuatro outliers a la muestra se observa una mejor distribución (figura I.9.4). La comparación de los estadígrafos de ambas distribuciones se muestra en la tabla I.9.2. El cálculo subsecuente se realizó con los datos transformados y sin los outliers.

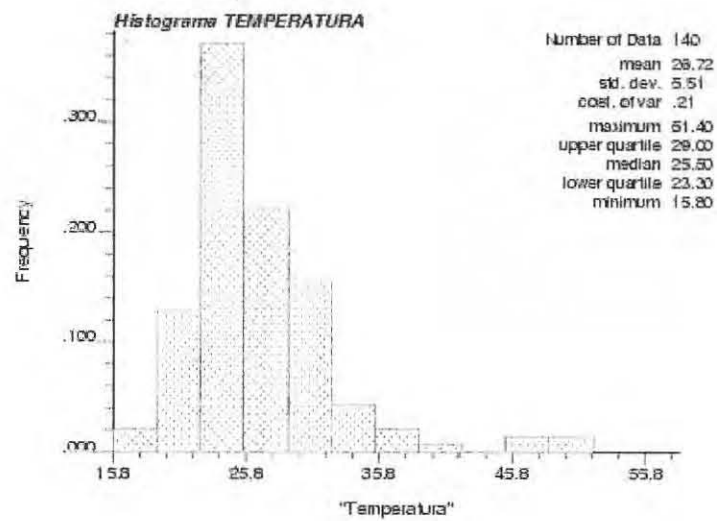


Figura I.9.2 Histograma de los datos de temperatura.

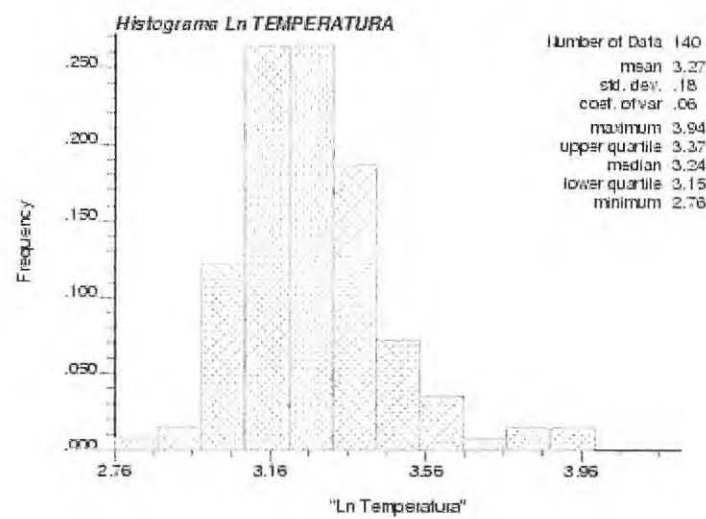


Figura I.9.3 Histograma de los datos de ln temperatura.

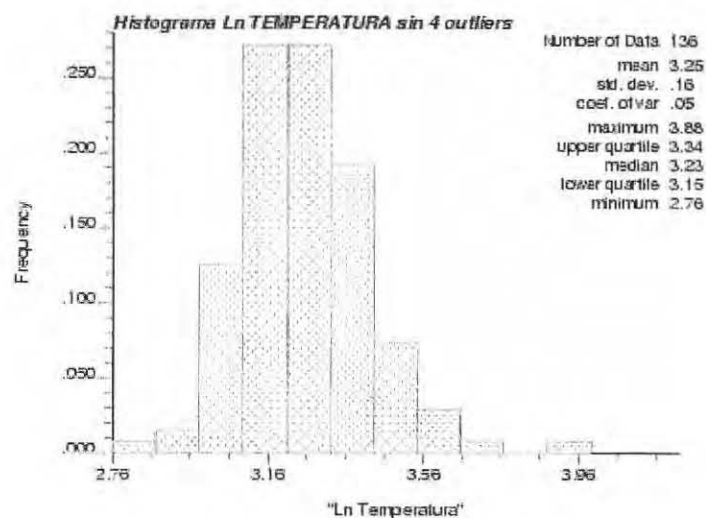


Figura I.9.4 Histograma de los datos de ln temperatura sin 4 outliers.

Tabla I.9.2 Resumen de los resultados de los estadígrafos.

ESTADÍGRAFOS	TEMPERATURA (mg/l)		
	Temperatura	Ln Temperatura	Ln Temperatura sin 4 outliers
Número total	140	140	136
Distancia máxima	61208	61208	61208
Valor medio	26.720	3.270	3.250
Desviación estándar	5.510	0.180	0.160
Coficiente de variación	0.210	0.060	0.050
Máximo	51.400	3.940	3.880
3er cuartil	29.000	3.370	3.340
Mediana	25.500	3.240	3.230
1er cuartil	23.300	3.150	3.150
Mínimo	15.800	2.760	2.760
Curtosis	5.634	4.611	1.658
Coficiente de asimetría	1.935	1.406	0.527

En la figura I.9.5 se muestra la localización de los 140 puntos utilizados en el análisis geoestadístico de la temperatura.

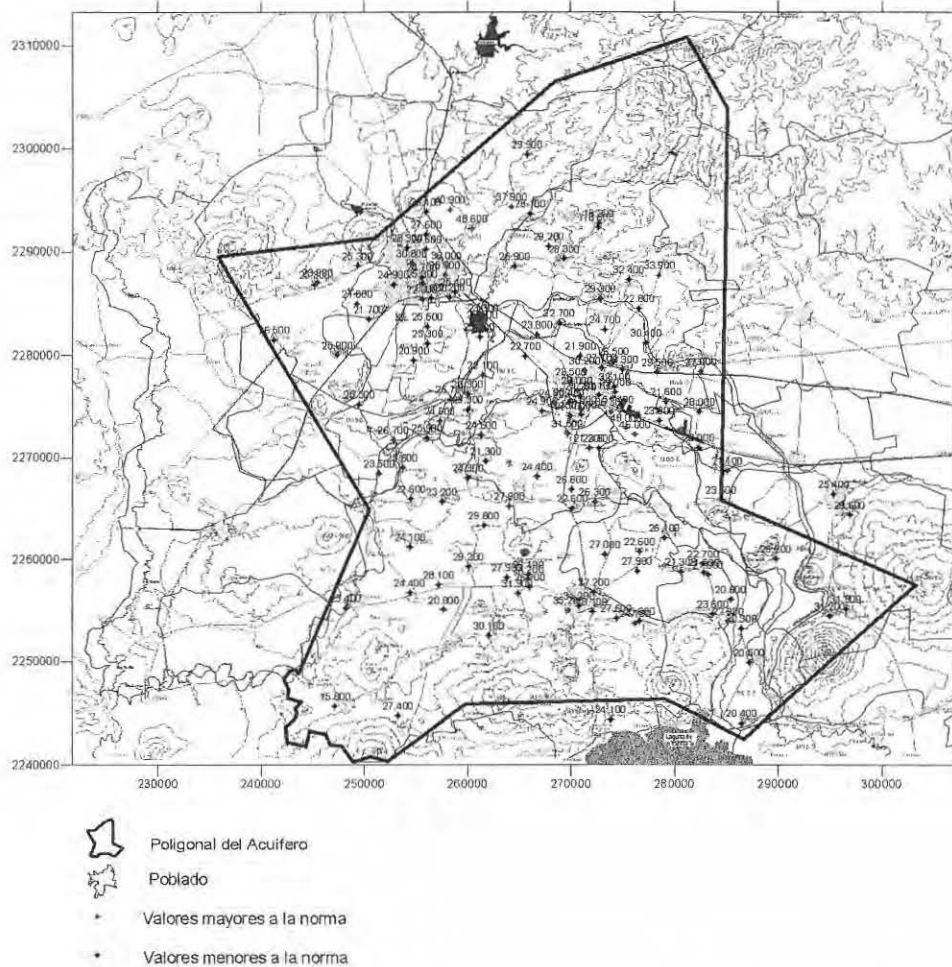


Figura I.9.5 Localización de los pozos utilizados en el análisis geoestadístico de la temperatura.

Para el análisis estructural de los datos de temperatura, primeramente se dibujó el semivariograma con los datos transformados y después se le ajustó a la función resultante un modelo de tipo esférico. En la figura I.9.6 se aprecia gráficamente que el modelo ajustó muy bien y el ajuste se puede tomar como bueno debido a que el criterio de Akaike dió un valor muy pequeño de -1630.710 . La línea continua es el semivariograma experimental y la línea segmentada es el teórico. En la tabla I.9.3 se muestran los parámetros del modelo obtenido.

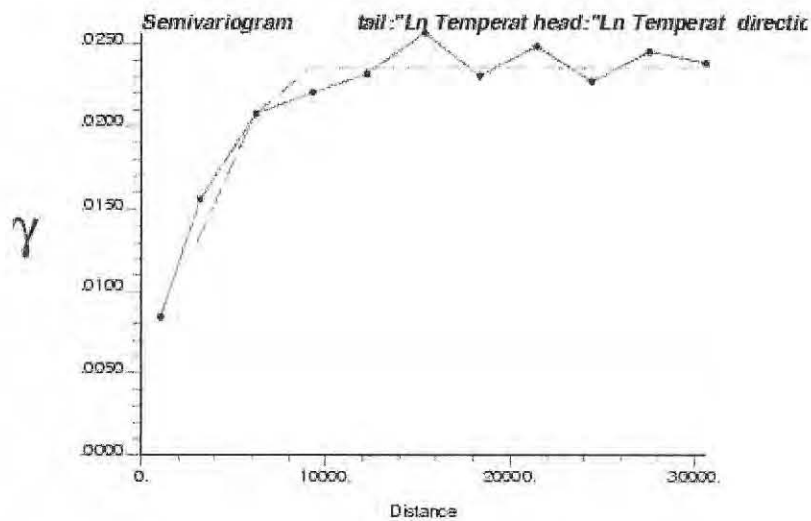


Figura I.9.6 Semivariograma de los datos de ln temperatura.

Tabla I.9.3 Modelación de la función de correlación espacial.

Variable	Modelo	Nugget	Sill	Alcance	Criterio de Akaike
Ln Temperatura	Esférico	0.003	0.0235	9000	-1630.710

Ya teniendo el modelo ajustado, se procedió a realizar la estimación espacial mediante kriging ordinario, el cual consiste en interpolar espacialmente el valor de la propiedad en un punto mediante una combinación lineal de sus n vecinos más cercanos. Los resultados del kriging para el logaritmo natural del sodio se muestran en la figura I.9.7. Con fines ilustrativos, también se obtuvo una estimación del sodio, aplicando la función exponencial a los resultados del kriging para ln sodio, los resultados se muestran en la figura I.9.8. No se obtuvo la varianza de esta estimación porque no se utilizará en los cálculos subsecuentes

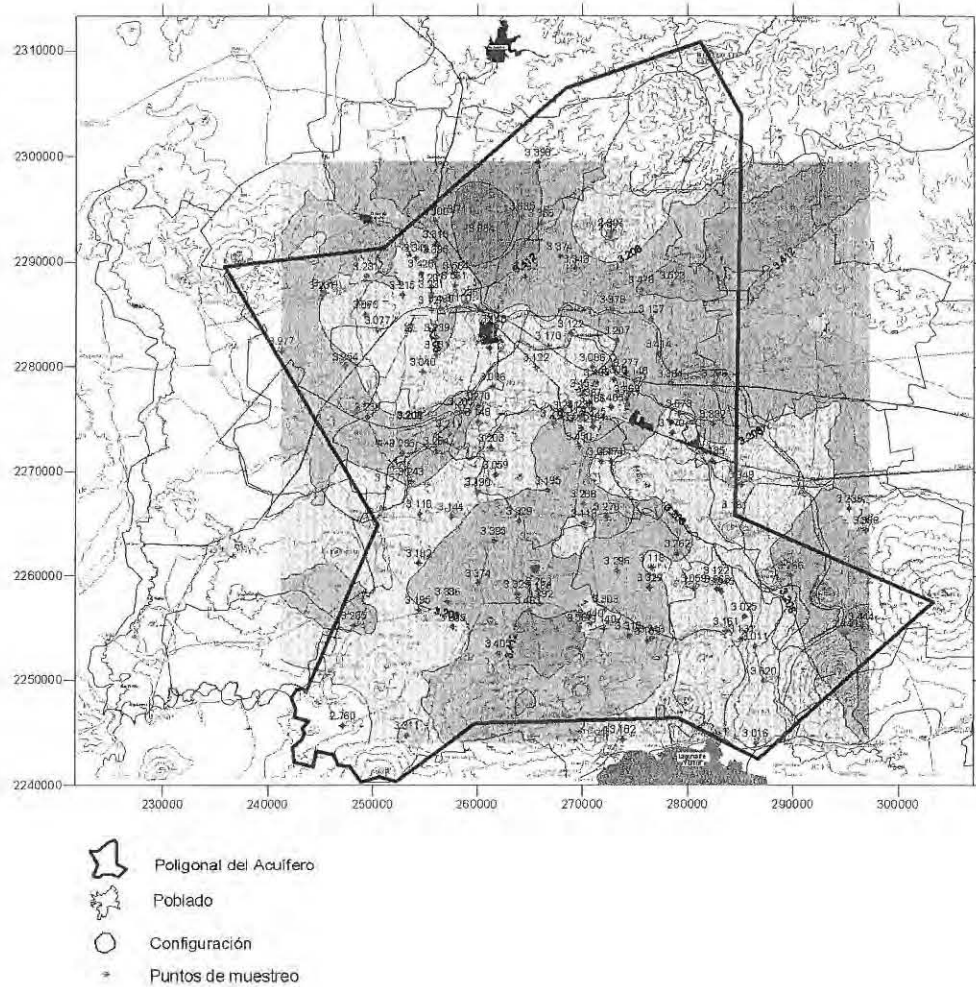


Figura I.9.7 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de ln temperatura.

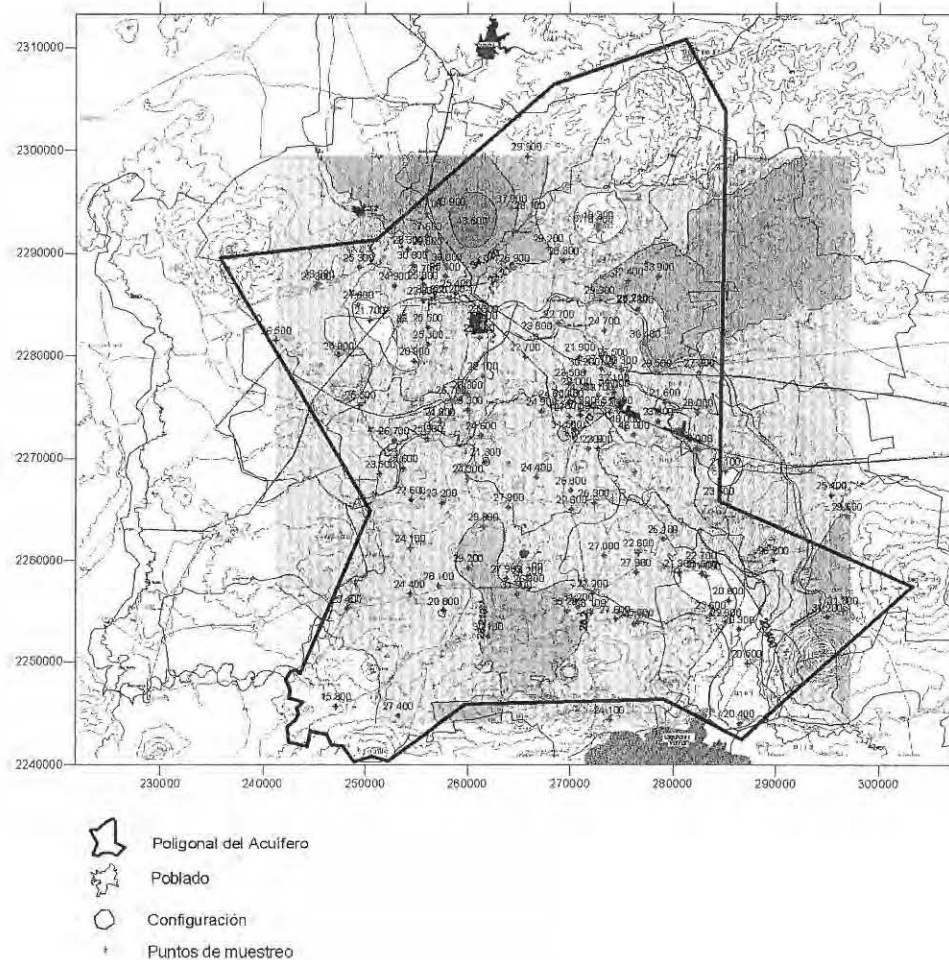


Figura I.9.8 Resultados del kriging ordinario, valores estimados de temperatura.

También se graficaron los resultados de la varianza del error de la estimación. Como se muestra en la figura I.9.9 la varianza es pequeña, la zona central del acuífero tiene varianzas menores a 0.020.

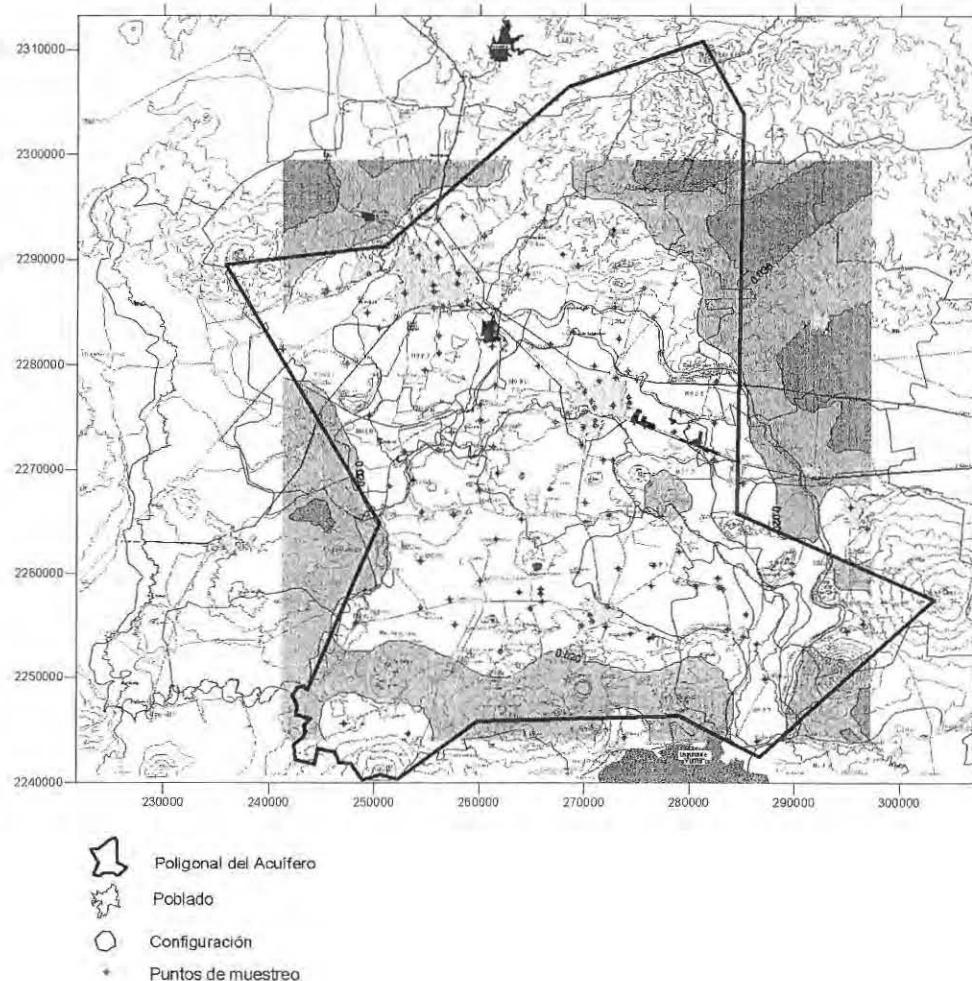


Figura I.9.9 Resultados del kriging ordinario, valores de la varianza de $\ln$ temperatura.

En la tabla I.9.4 se presenta un resumen de los resultados de las predicciones. Los valores estimados tanto máximos como mínimos son muy semejantes a los datos tomados en campo. Lo anterior junto con los valores pequeños de la varianza nos indican que se tiene una buena modelación de la distribución de este parámetro en el área de estudio. Los valores de la curtosis y del coeficiente de asimetría nos indican que la distribución de los valores estimados es simétrica.

Tabla I.9.4 Resumen de resultados de las predicciones.

Kriging Ordinario	Ln Temperatura	Temperatura
Valor estimado mínimo	2.809	16.593
Valor estimado máximo	3.821	45.650
Varianza mínima	0.005	-----
Varianza máxima	0.045	-----
Curtosis	2.129	4.169
Coefficiente de asimetría	0.722	1.442

Como resultado de la validación cruzada de ln temperatura, en la figura I.9.10 aparecen las diferencias entre el valor real y el estimado al quitar cada uno de los datos. Los errores positivos aparecen en azul y los negativos en rojo. Se observa una distribución uniforme de los mismos en el área de estudio. La tabla I.9.5 presenta un resumen de los resultados de la validación cruzada.

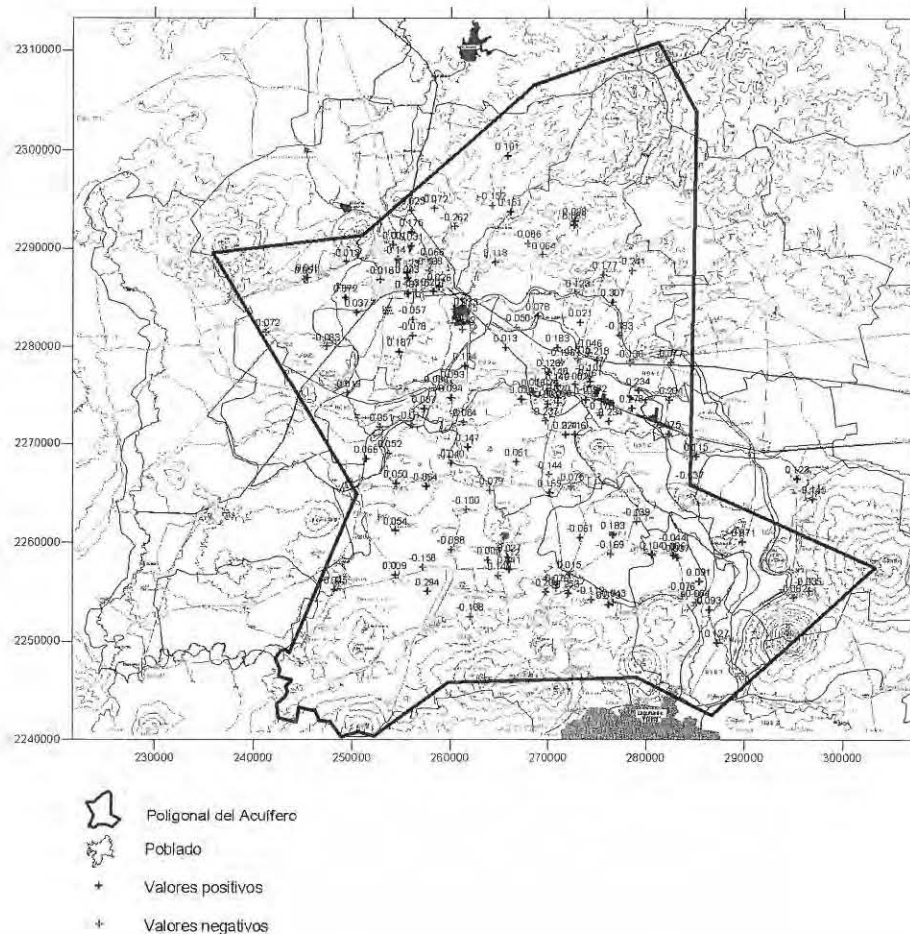


Figura I.9.10 Resultados de la validación cruzada de los estimados de ln temperatura.

Tabla I.9.5 Resumen de resultados de la validación cruzada.

Validación Cruzada	Ln Temperatura
Error mínimo	-0.372
Error Máximo	0.307
Valor medio del error	-0.003
Varianza Media	0.013

En la tabla anterior se observa que el valor medio de los errores en la estimación en los pozos y la varianza media de la estimación son muy pequeños. Debido a que los errores mínimos y máximos en la estimación no son muy grandes se puede decir que se tiene una buena estimación en los pozos.

I.10 Resumen de resultados del análisis geoestadístico

De la tabla I.10.1 a la I.10.4 se presentan los resultados obtenidos del análisis geoestadístico de los parámetros analizados.

Tabla I.10.1 Resumen de los resultados de los estadígrafos para todos los parámetros.

		ESTADÍGRAFOS											
Parámetro		Número total de datos	Distancia máxima	Valor medio	Desviación estándar	Coefficiente de variación	Máximo	3er cuartil	Mediana	1er cuartil	Mínimo	Curtosis	Coefficiente de asimetría
Arsénico (mg/l)	Arsénico	136	61208	0.011	0.011	1.024	0.083	0.014	0.007	0.004	0.0007	12.399	2.873
	Ln Arsénico	136	61208	-4.898	0.884	-0.180	-2.489	-4.280	-4.984	-5.485	-7.264	-0.045	0.050
Cloruro (mg/l)	Cloruro	140	61208	35.436	36.571	1.032	293.520	43.452	24.455	14.185	3.200	18.118	3.432
	Ln Cloruro	140	61208	3.211	0.826	0.257	5.682	3.771	3.197	2.652	1.163	-0.086	0.204
Conductividad (µS/cm)	Conductividad	140	61208	852.920	348.340	0.410	2410.000	984.000	750.500	627.000	276.000	3.304	1.549
	Ln Conductividad	140	61208	6.680	0.370	0.060	7.790	6.890	6.620	6.440	5.620	0.429	0.261
Dureza (mg/l)	Dureza	140	61208	208.398	139.246	0.668	877.000	268.800	174.850	120.350	7.700	5.419	1.861
	Ln Dureza	140	61208	5.105	0.766	0.150	6.776	5.594	5.164	4.790	2.041	2.737	-1.207
	Ln Dureza sin 2 outliers	138	61208	5.144	0.698	0.136	6.776	5.600	5.170	4.801	2.885	1.9763	-0.903
Fluoruro (mg/l)	Fluoruro	136	61208	1.008	1.715	1.701	13.100	1.040	0.575	0.374	0.100	36.602	5.729
	Ln Fluoruro	136	61208	-0.466	0.859	-1.843	2.573	0.039	-0.553	0.039	-2.303	1.610	0.634
	Ln Fluoruro sin 4 outliers	132	61208	-0.547	0.730	-1.335	0.956	-0.031	-0.562	-1.009	-2.303	-0.319	-0.190
Manganeso (mg/l)	Manganeso	118	61208	0.049	0.136	2.800	0.880	0.016	0.003	0.002	0.001	19.439	4.224
	Ln Manganeso	118	61208	-4.996	1.709	-0.342	-0.128	-4.167	-5.714	-6.119	-6.812	0.577	1.285
	Ln Manganeso sin 29 outliers	89	61208	-5.874	0.572	-0.097	-4.167	-5.540	-5.914	-6.196	-6.812	0.428	0.605
Nitrato (mg/l)	Nitrato	140	61208	11.512	9.018	0.783	58.723	14.083	8.481	6.155	2.081	7.164	2.338
	Ln Nitrato	140	61208	2.212	0.666	0.301	4.073	2.645	2.138	1.817	0.733	-0.058	0.237
	Ln Nitrato sin 3 outliers	137	61208	2.197	0.625	0.284	3.663	2.645	2.130	1.821	0.977	-0.325	0.126
Sodio (mg/l)	Sodio	140	61208	74.966	47.336	0.631	270.320	107.810	69.570	38.560	4.320	1.026	0.881
	Ln Sodio	140	61208	4.074	0.767	0.188	6.000	4.680	4.242	3.652	1.463	0.361	-0.777
Temperatura (°C)	Temperatura	140	61208	26.720	5.510	0.210	51.400	29.000	25.500	23.300	15.800	5.634	1.935
	Ln Temperatura	140	61208	3.270	0.180	0.060	3.940	3.370	3.240	3.150	2.760	4.611	1.406
	Ln Temperatura Sin 4 outliers	136	61208	3.250	0.160	0.050	3.880	3.340	3.230	3.150	2.760	1.658	0.527

Tabla I.10.2 Modelación de la función de correlación espacial para todos los parámetros.

Variable	Modelo	Nugget	Sill	Alcance	Criterio de Akaike
Ln Arsénico	Esférico	0.3	0.9	25000	-660.373
Ln Cloruro	Esférico	0.2	0.75	17000	-848.031
Ln Conductividad	Esférico	0.05	0.16	30000	-1289.045
Ln Fluoruro	Esférico	0.19	0.56	13000	-894.810
Ln Manganeseo	Esférico	0.24	0.38	20000	-567.263
Ln Nitrato	Esférico	0.35	0.40	26000	-838.986
Ln Sodio	Esférico	0.14	0.64	15500	-939.973
Ln Temperatura	Esférico	0.003	0.0235	9000	-1630.710
Variable	Modelo	Nugget	Potencia	Pendiente	Criterio de Akaike
Ln Dureza	Potencia	0.0	0.258	0.043	-620.088

Tabla I.10.3 Resumen de resultados de las predicciones para todos los parámetros.

Kriging Ordinario	Valor estimado mínimo	Valor estimado máximo	Varianza mínima	Varianza máxima	Curtosis	Coefficiente de asimetría
Ln Arsénico	-6.542	-3.759	0.358	1.584	-0.654	0.046
Arsénico	0.001	0.023	----	----	1.011	1.105
Ln Cloruro	1.607	4.819	0.258	1.307	-0.395	0.063
Cloruro	4.988	123.841	-----	----	5.657	1.931
Ln Conductividad	6.012	7.283	0.059	0.221	-0.404	0.173
Conductividad	408.299	1455.348	----	----	0.357	0.757
Ln Dureza	2.842	6.457	0.159	0.815	4.376	-1.484
Dureza	17.150	637.147	----	----	2.253	0.153
Ln Fluoruro	-1.586	1.720	0.243	1.017	0.592	0.817
Fluoruro	0.205	5.584	----	----	25.207	3.813
Ln Manganeseo	-6.702	-2.286	0.269	0.593	0.583	1.176
Manganeseo	0.001	1.102	----	----	7.485	2.824
Ln Nitrato	1.592	2.649	0.376	0.489	0.051	-0.812
Nitrato	4.914	14.140	----	----	-0.494	-0.377
Ln Sodio	2.219	5.242	0.189	1.115	-0.029	-0.463
Sodio	9.198	189.048	----	----	1.154	0.946
Ln Temperatura	2.809	3.821	0.005	0.045	2.129	0.722
Temperatura	16.593	45.650	----	----	4.169	1.442

Tabla I.10.4 Resumen de resultados de la validación cruzada para todos los parámetros.

	VALIDACIÓN CRUZADA			
Parámetro	Error mínimo	Error máximo	Valor medio del error	Varianza media
Ln Arsénico	-1.968	2.705	0.026	0.457
Ln Cloruro	-1.782	1.689	0.009	0.378
Ln Conductividad	-0.789	0.854	0.006	0.074
Ln Dureza	-1.386	2.152	0.0002	0.370
Ln Fluoruro	-1.221	1.997	0.003	0.358
Ln Manganeso	-1.910	1.041	0.010	0.311
Ln Nitrato	-1.573	1.197	-0.014	0.387
Ln Sodio	-1.402	1.533	0.003	0.306
Ln Temperatura	-0.372	0.307	-0.003	0.013

ANEXO II

**Resultados de las
redes de monitoreo
preliminar y óptima**

II. Resultados de las redes de monitoreo preliminar y óptima

En esta sección se presentan las configuraciones resultantes de la estimación con kriging para el arsénico, el cloruro, la conductividad eléctrica, la dureza, el fluoruro, el manganeso, el nitrato, el sodio y la temperatura, y la varianza del error de la estimación del logaritmo natural de cada uno de los parámetros antes mencionados, utilizando los datos de las redes de monitoreo preliminar y óptima. En las configuraciones de cada parámetro se presentan también sus respectivas zonas prioritarias.

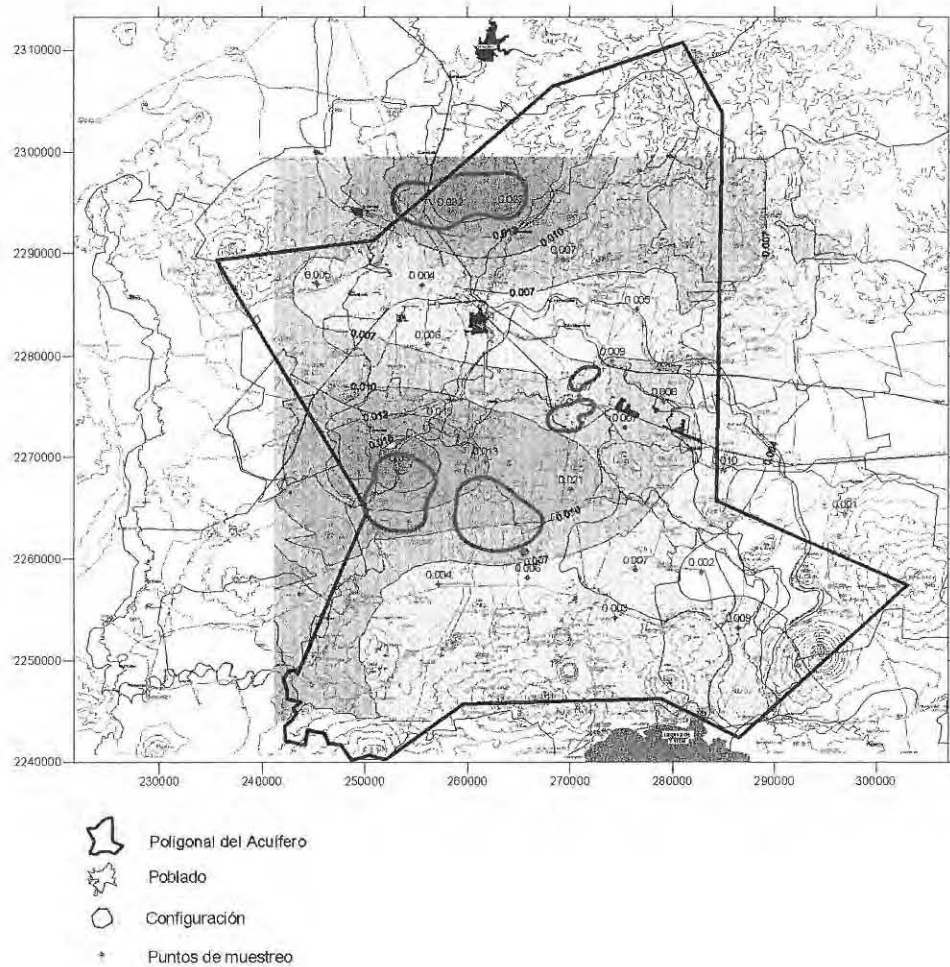


Figura II.1 Estimación con kriging para el arsénico utilizando los datos de la red de monitoreo preliminar.

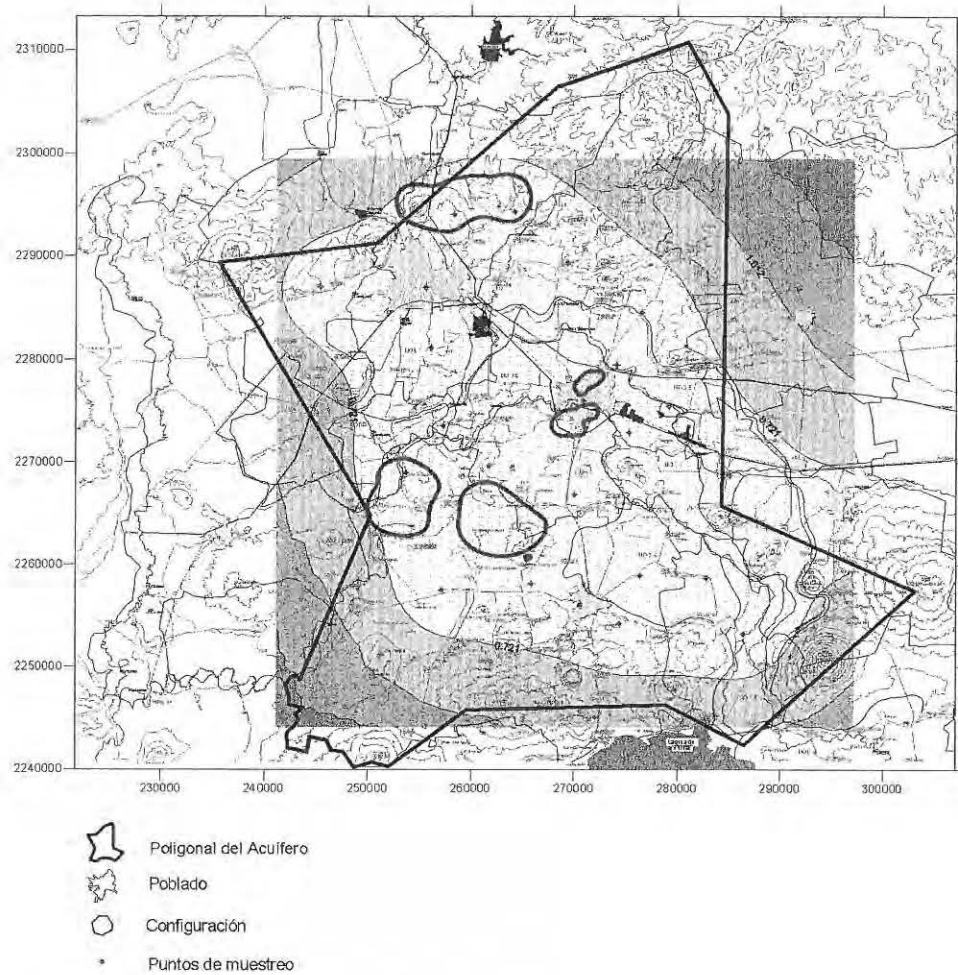


Figura II.2 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural del arsénico utilizando la red de monitoreo preliminar.

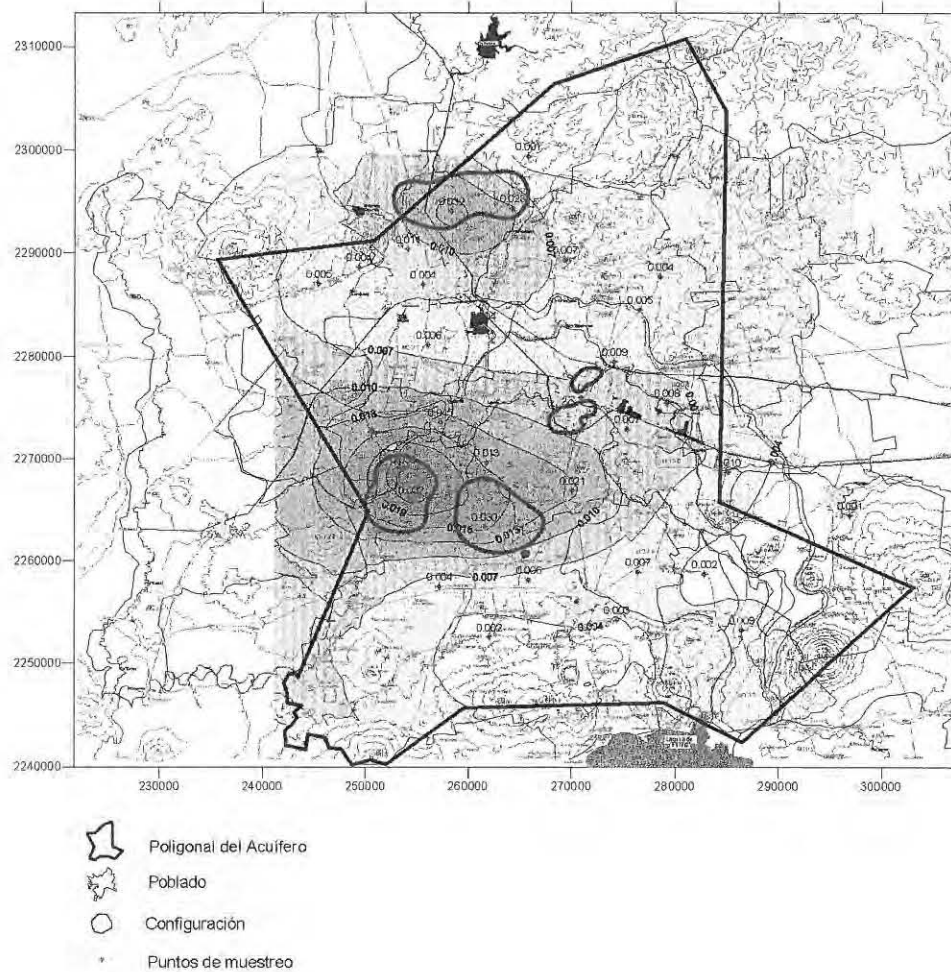


Figura II.3 Estimación con kriging para el arsénico utilizando los datos de la red de monitoreo óptima.

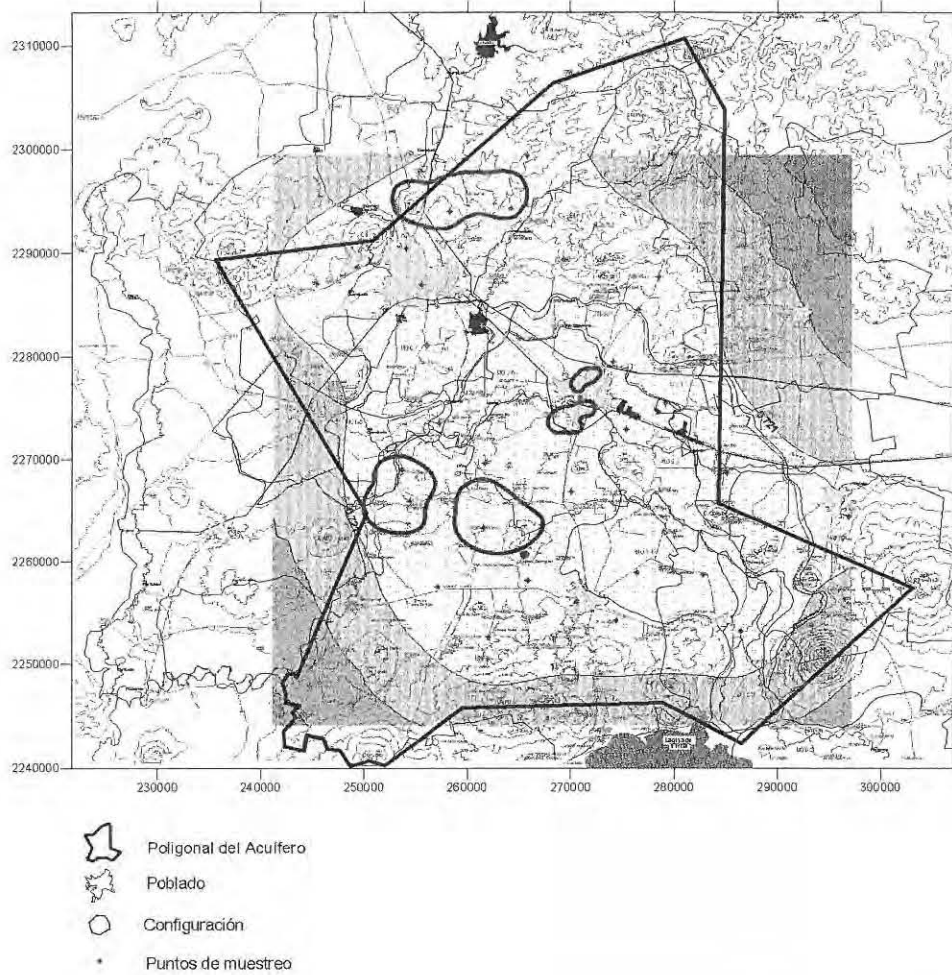


Figura II.4 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural del arsénico utilizando la red de monitoreo óptima.

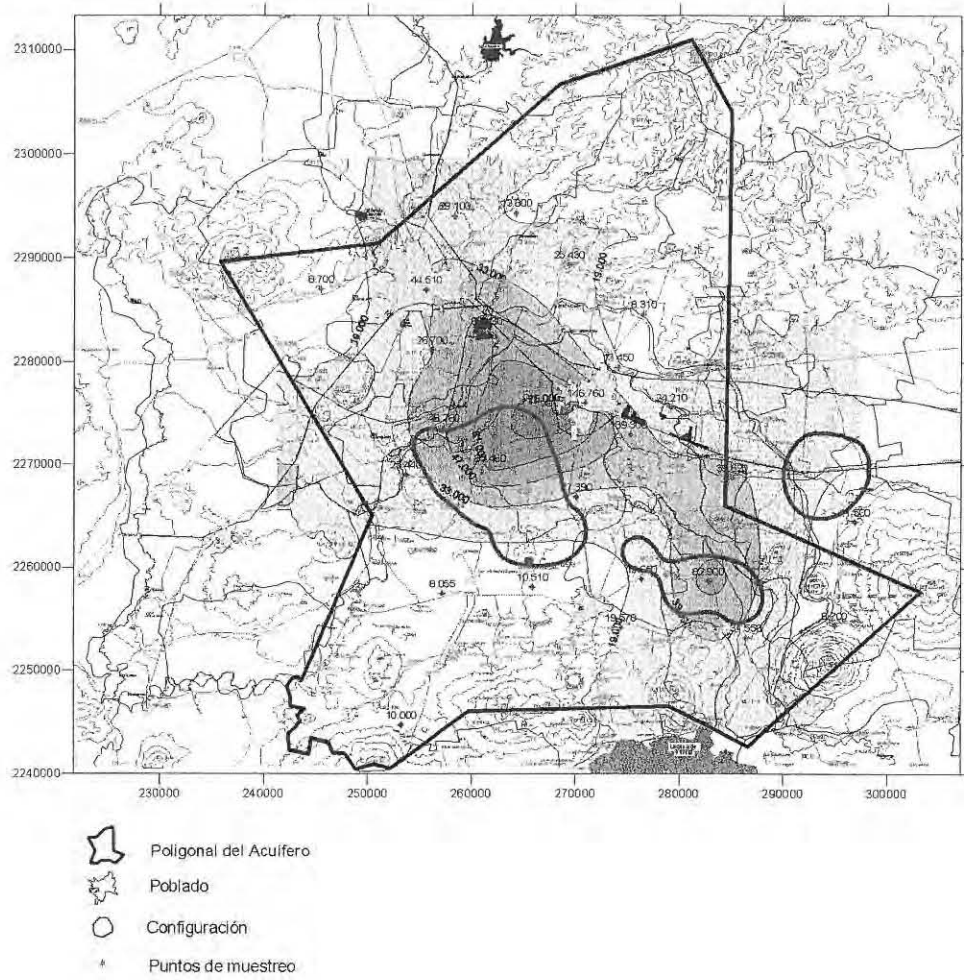


Figura II.5 Estimación con kriging para el cloruro utilizando los datos de la red de monitoreo preliminar.

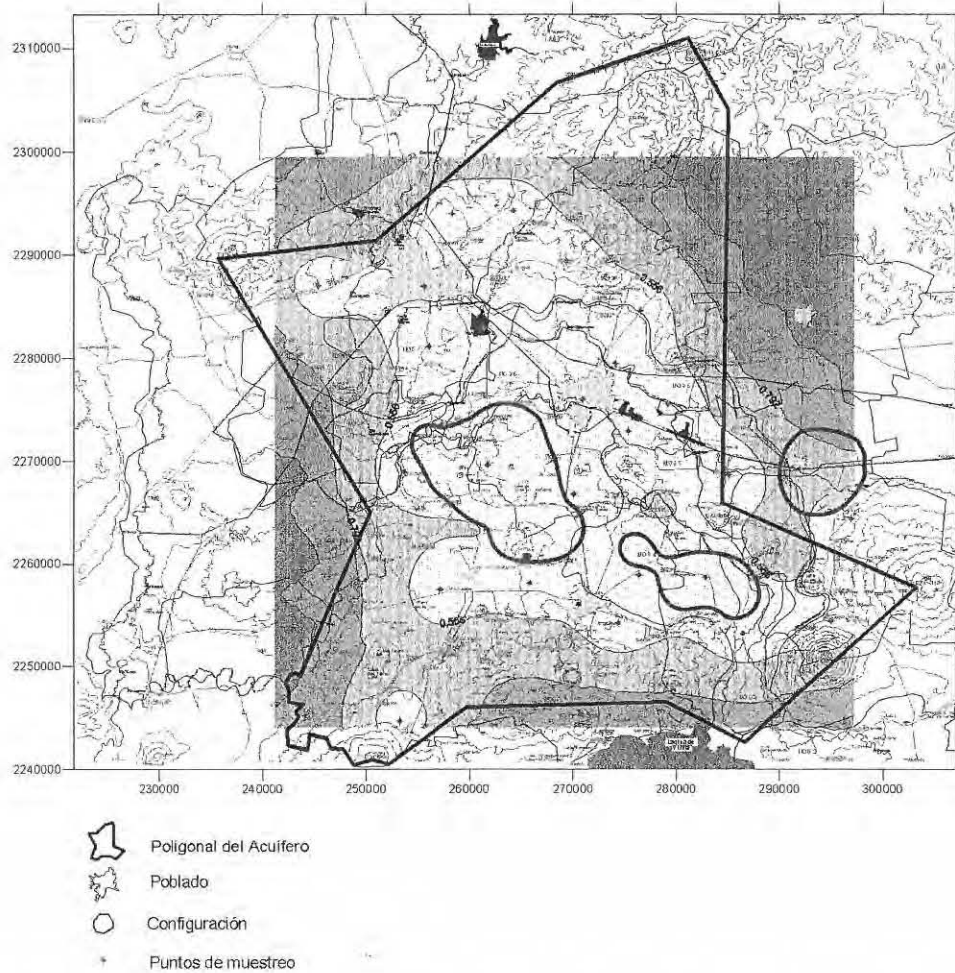


Figura II.6 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural del cloruro utilizando la red de monitoreo preliminar.

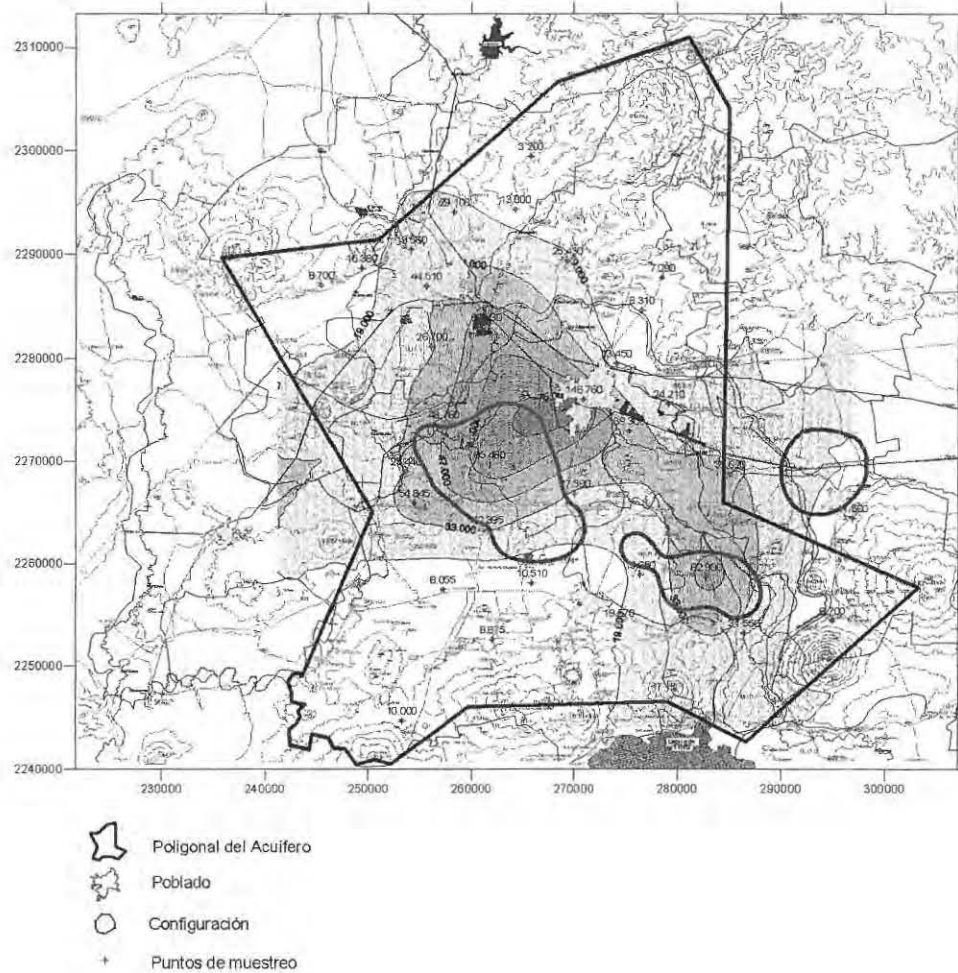


Figura II.7 Estimación con kriging para el cloruro utilizando los datos de la red de monitoreo óptima.

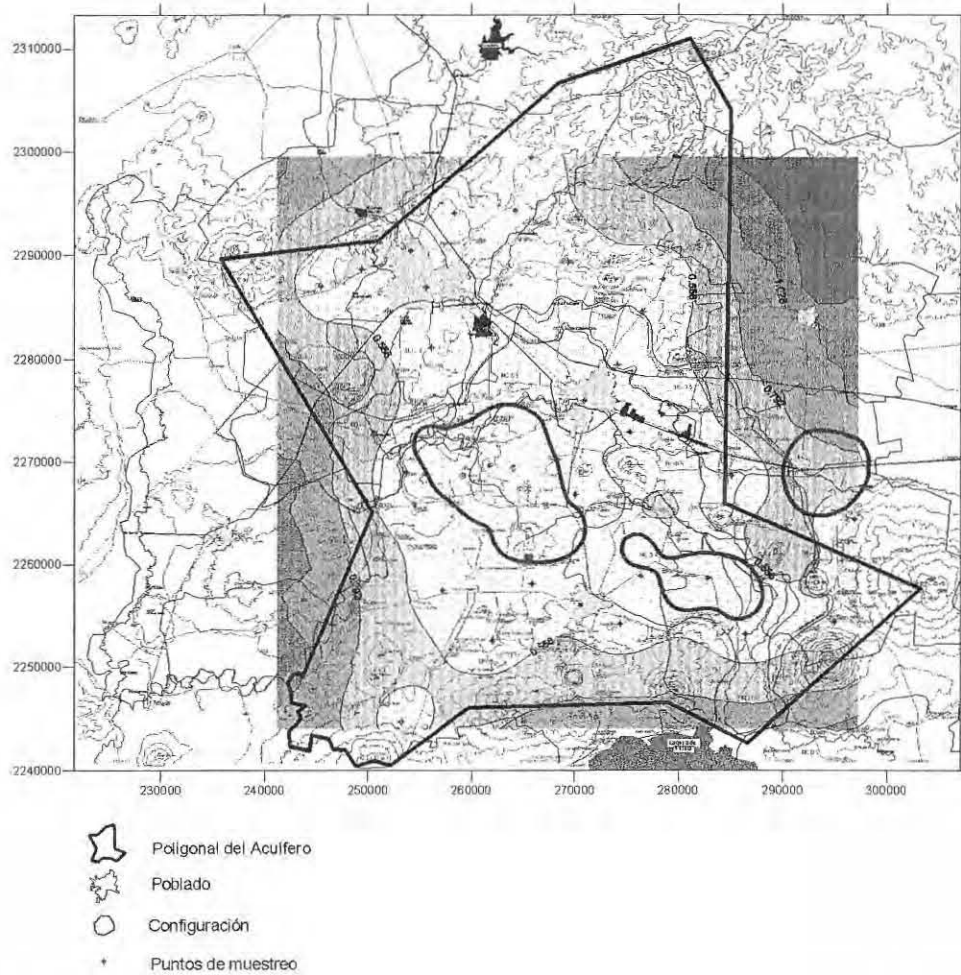


Figura II.8 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural del cloruro utilizando la red de monitoreo óptima.

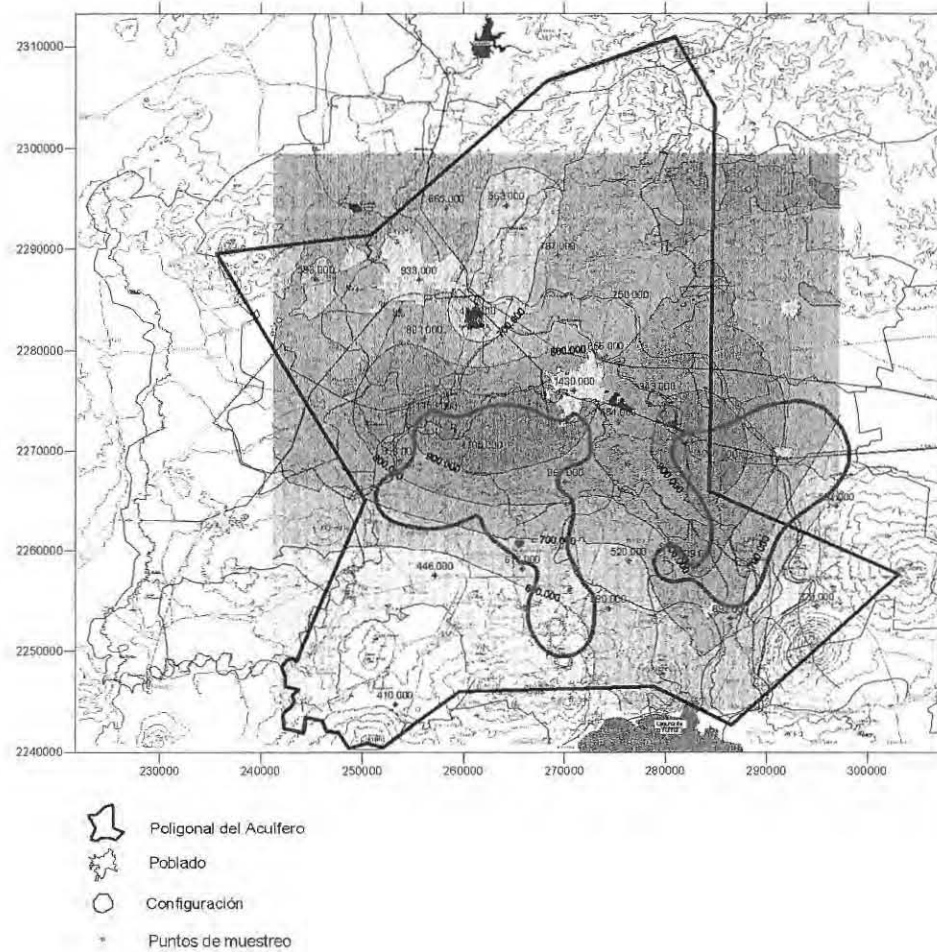


Figura II.9 Estimación con kriging para la conductividad eléctrica utilizando los datos de la red de monitoreo preliminar.

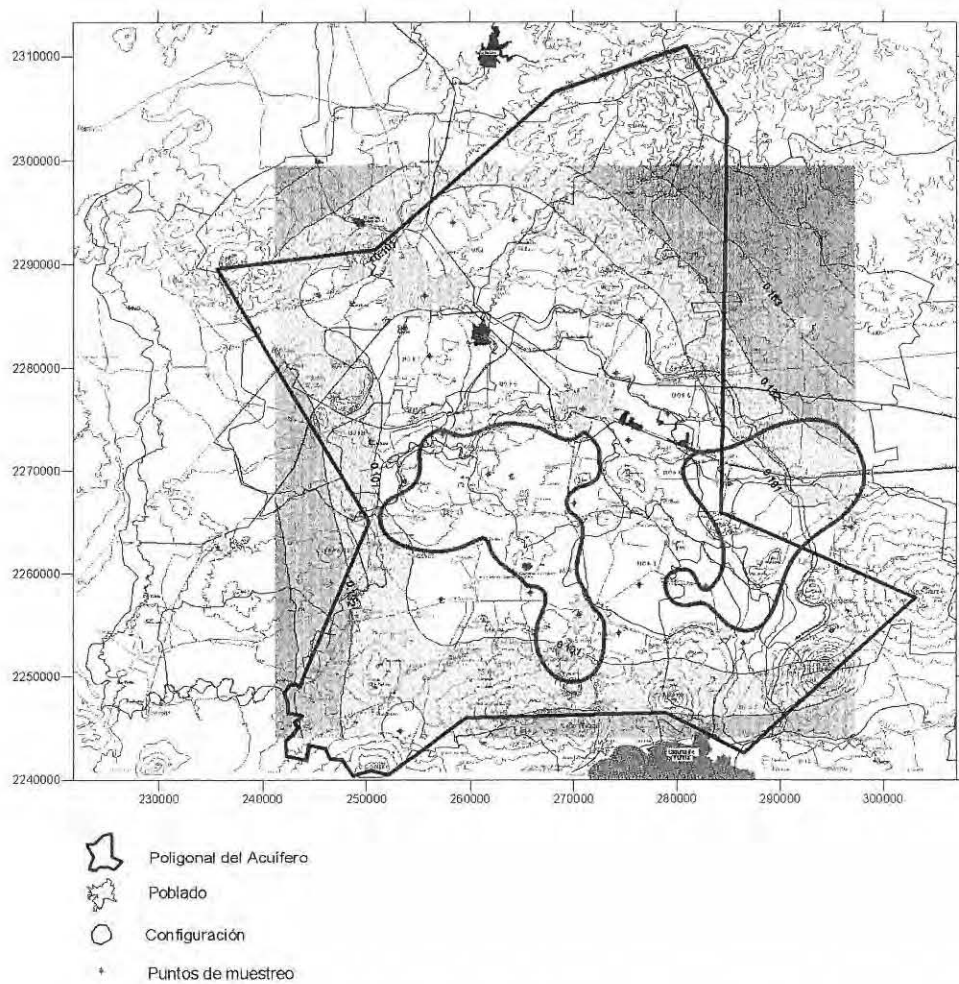


Figura II.10 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural de la conductividad eléctrica utilizando la red de monitoreo preliminar.

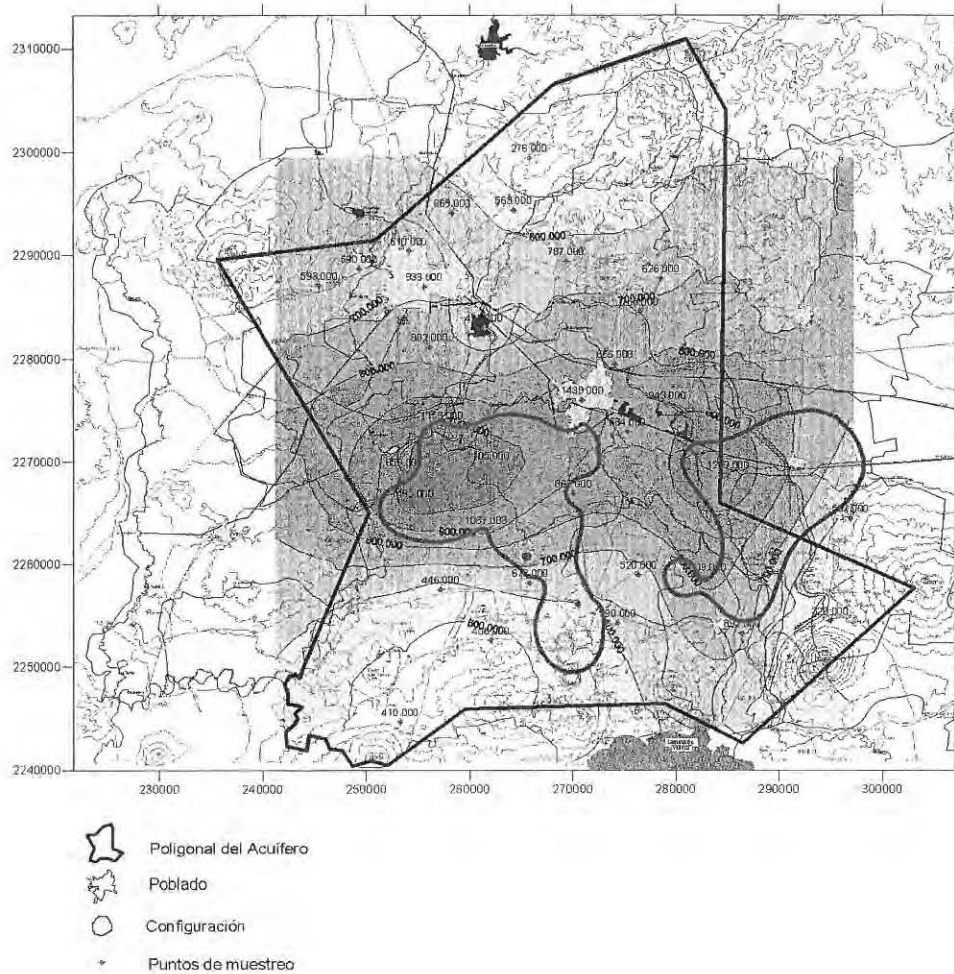


Figura II.11 Estimación con kriging para la conductividad eléctrica utilizando los datos de la red de monitoreo óptima.

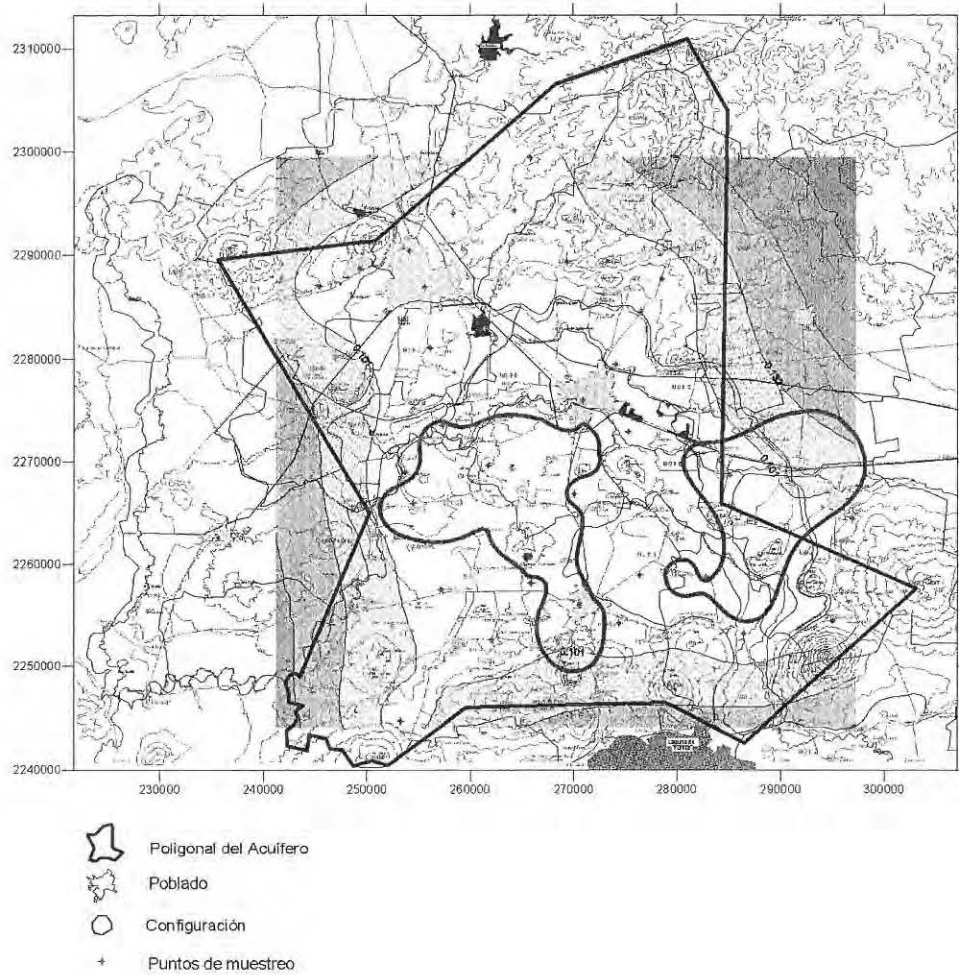


Figura II.12 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural de la conductividad eléctrica utilizando la red de monitoreo óptima.

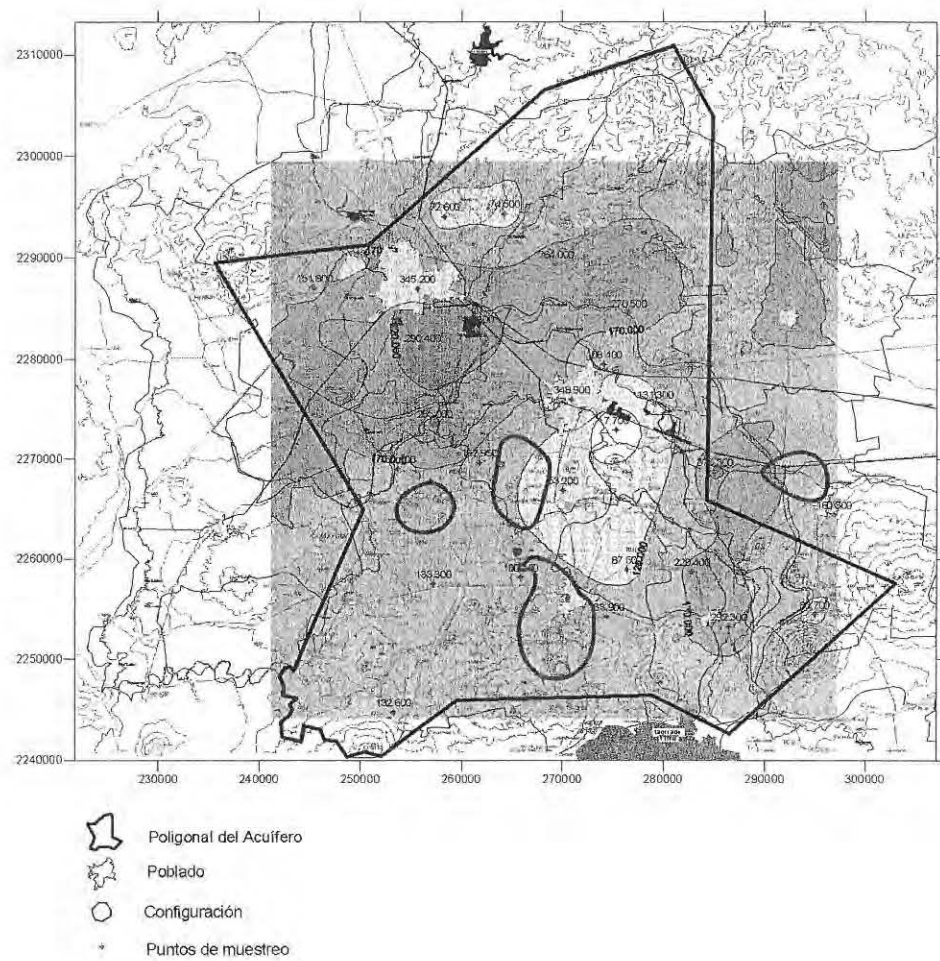


Figura II.13 Estimación con kriging para la dureza utilizando los datos de la red de monitoreo preliminar.

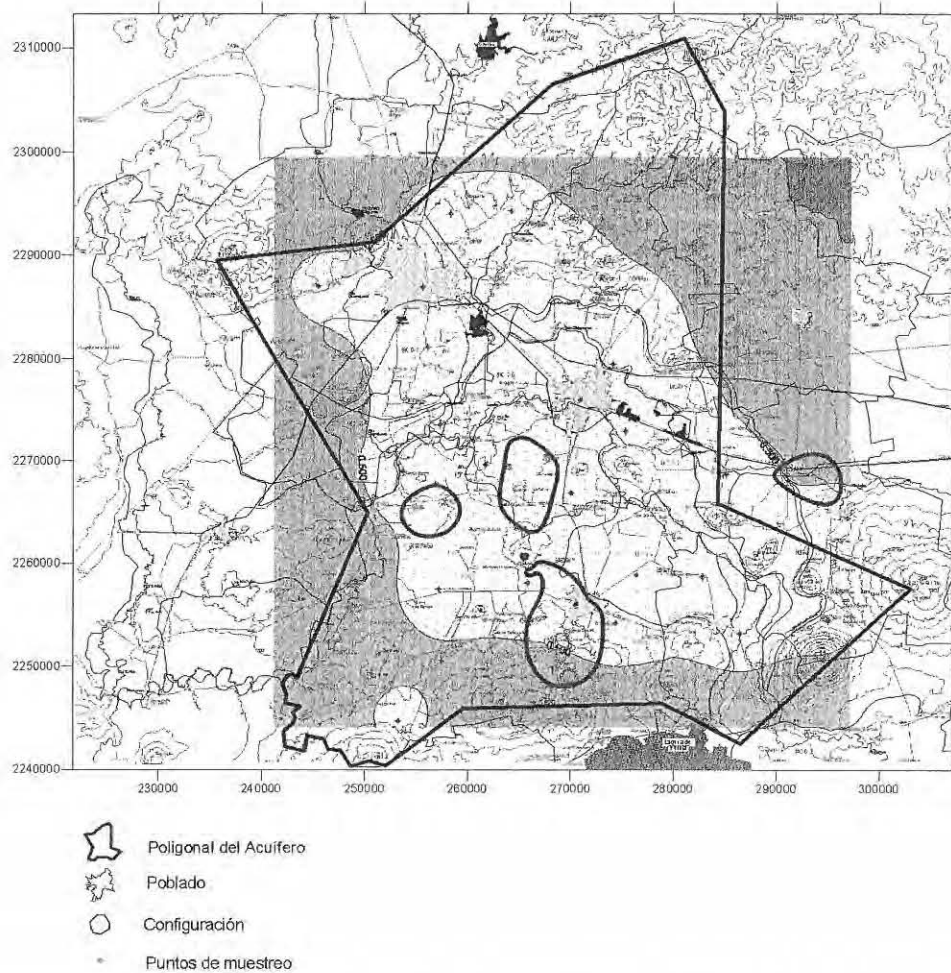


Figura II.14 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural de la dureza utilizando la red de monitoreo preliminar.

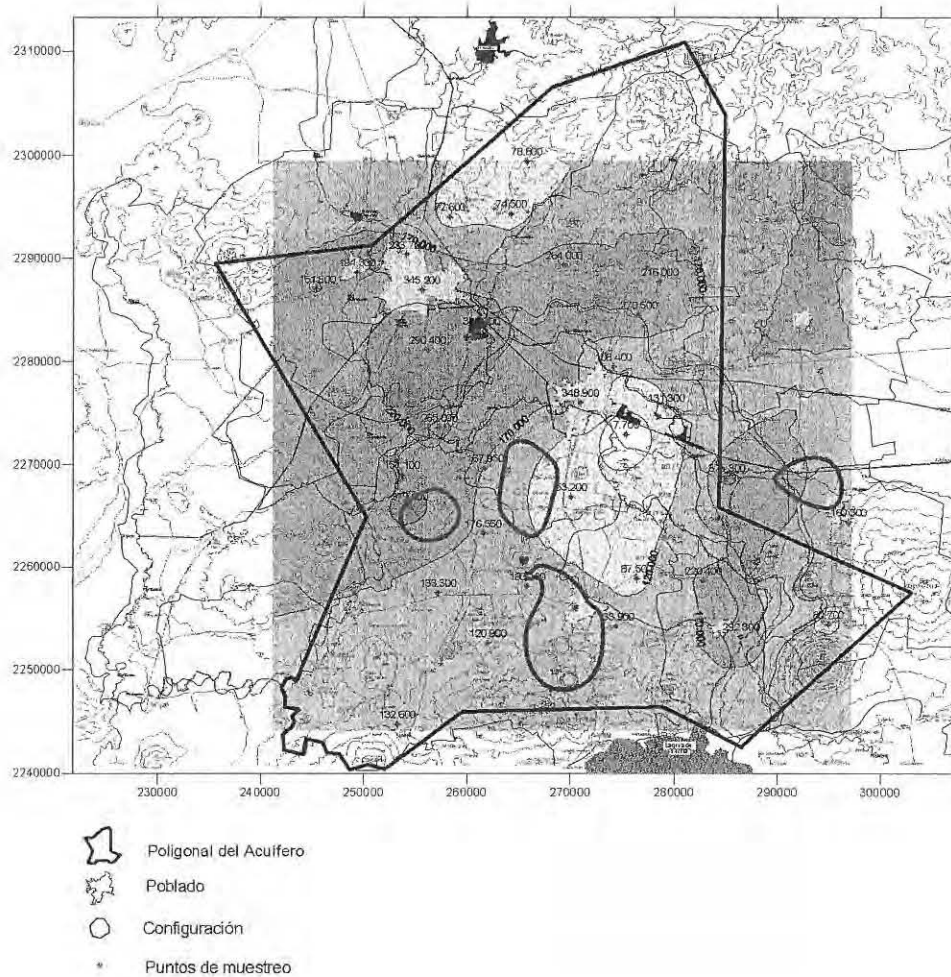


Figura II.15 Estimación con kriging para la dureza utilizando los datos de la red de monitoreo óptima.

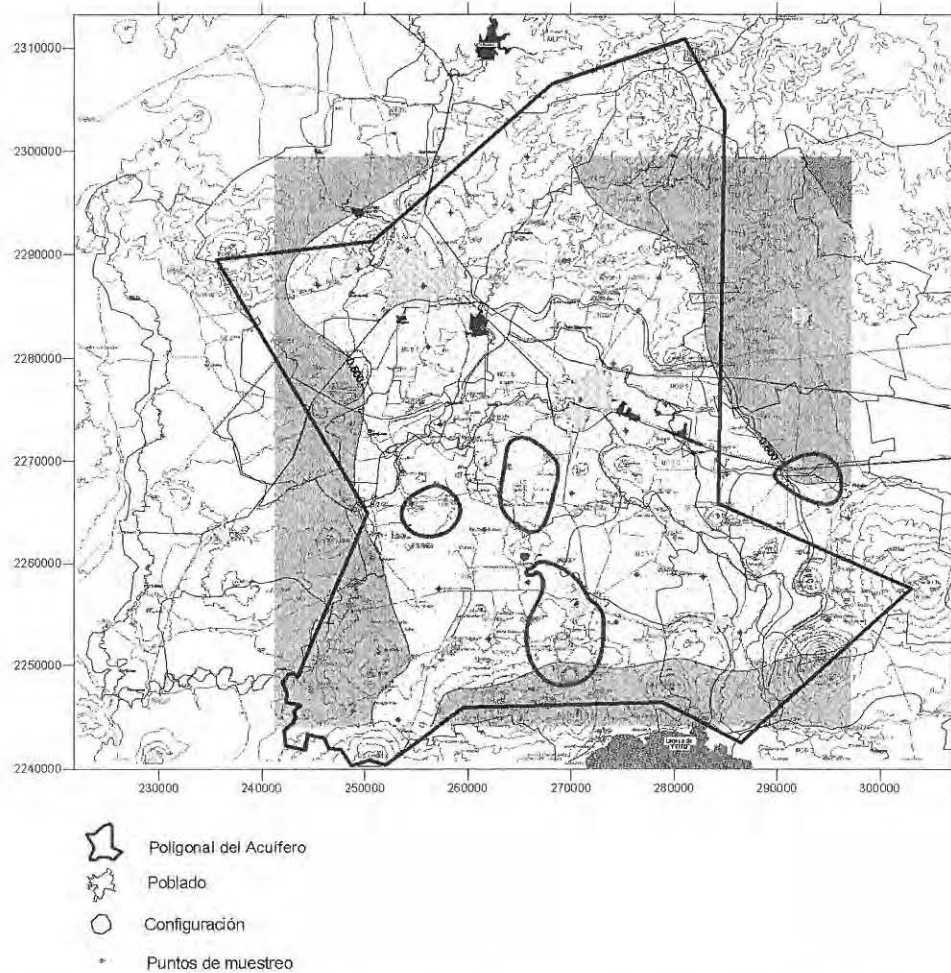


Figura II.16 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural de la dureza utilizando la red de monitoreo óptima.

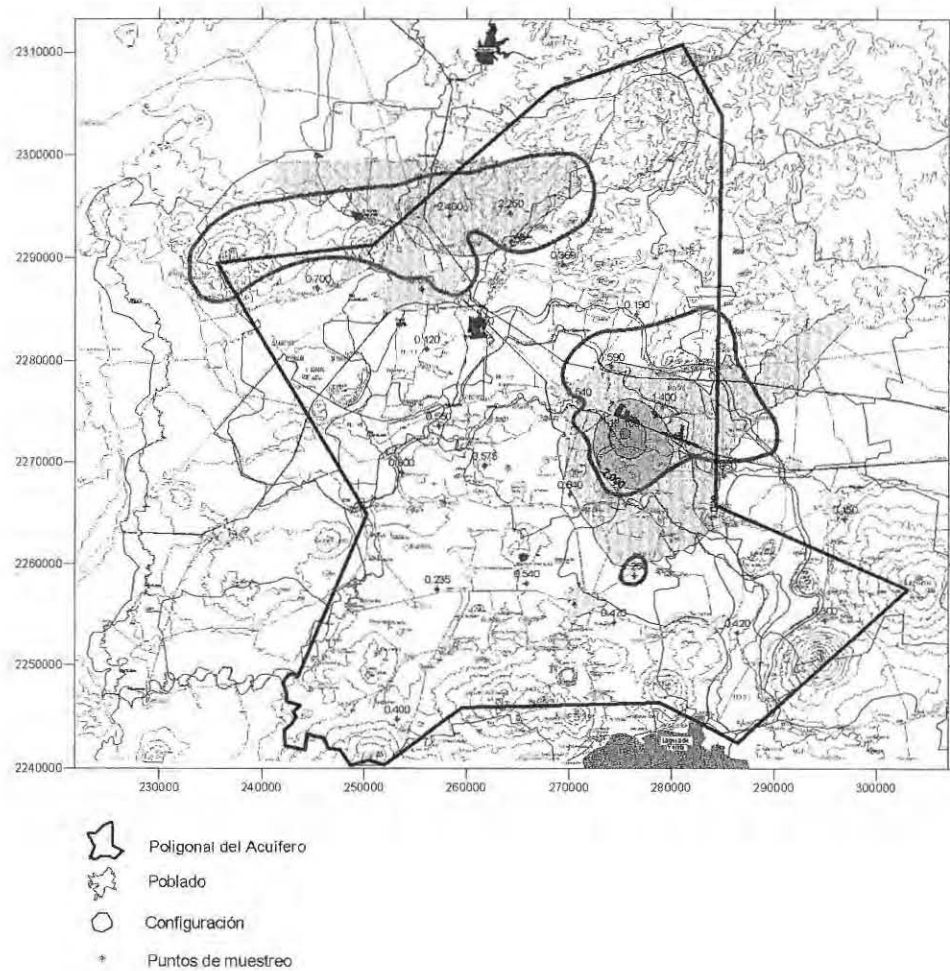


Figura II.17 Estimación con kriging para el fluoruro utilizando los datos de la red de monitoreo preliminar.

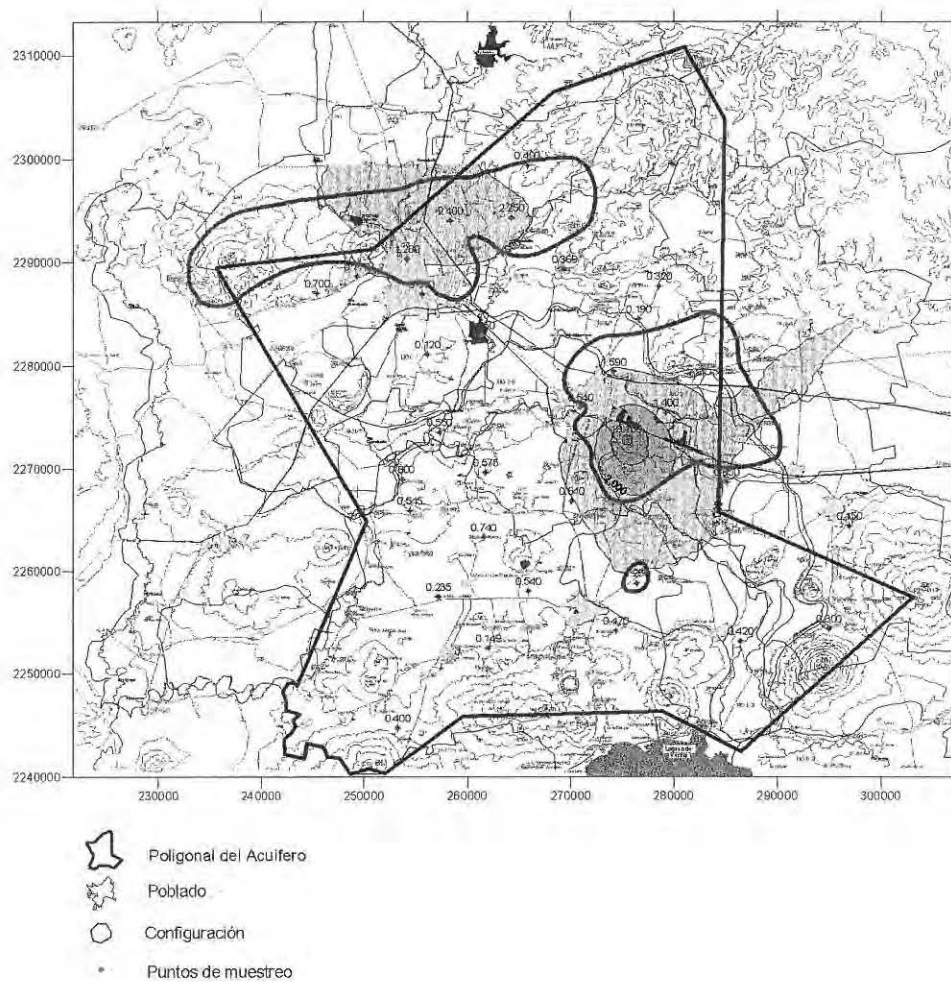


Figura II.19 Estimación con kriging para el fluoruro utilizando los datos de la red de monitoreo óptima.

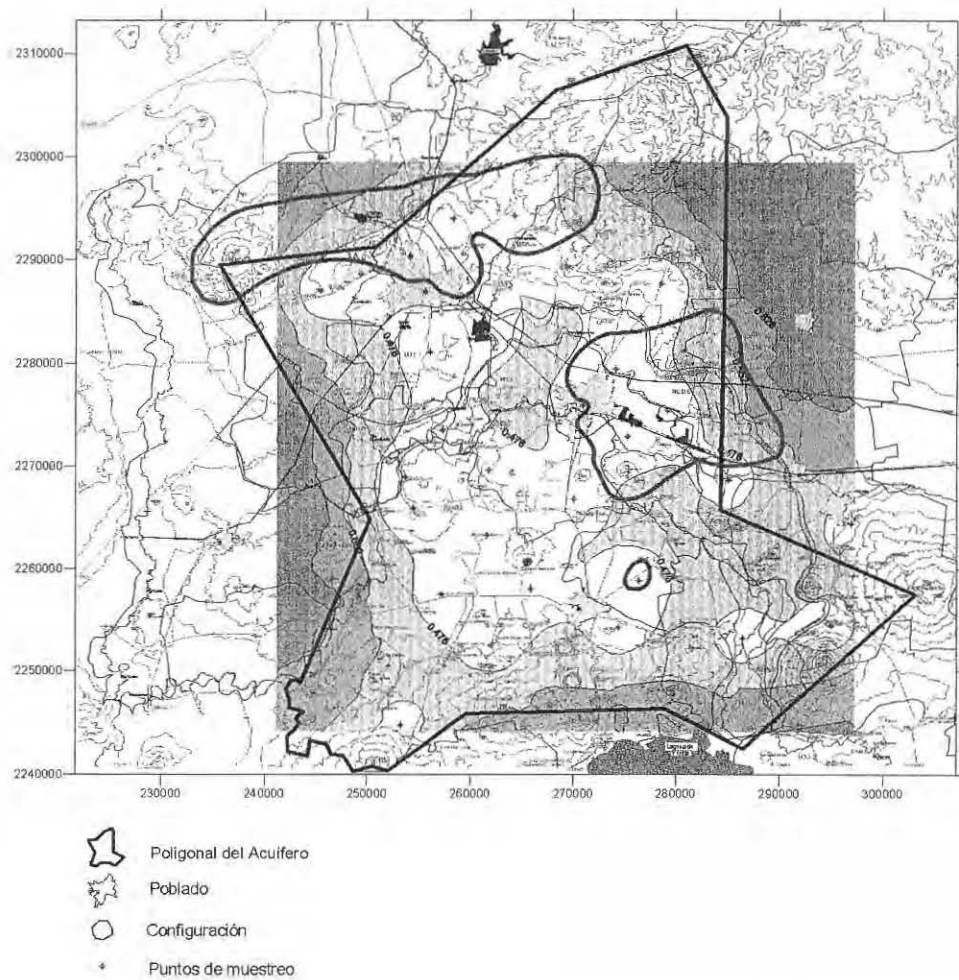


Figura II.20 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural del fluoruro utilizando la red de monitoreo óptima.

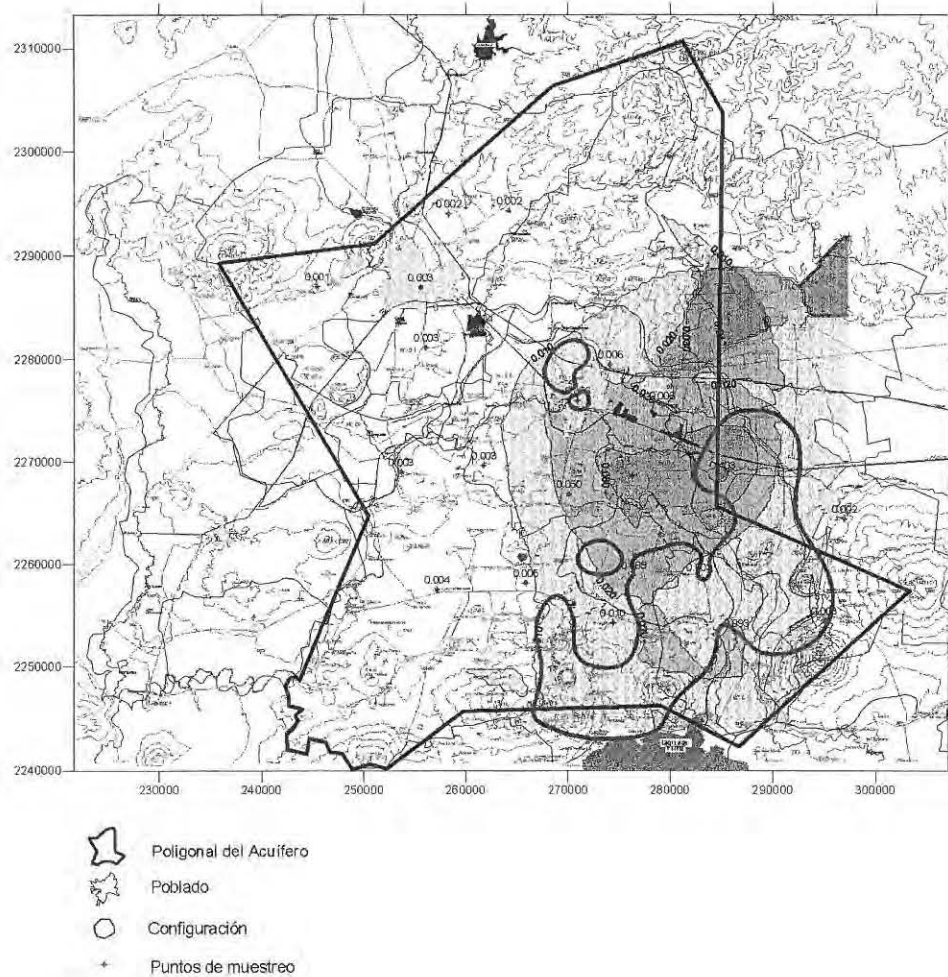


Figura II.21 Estimación con kriging para el manganeso utilizando los datos de la red de monitoreo preliminar.

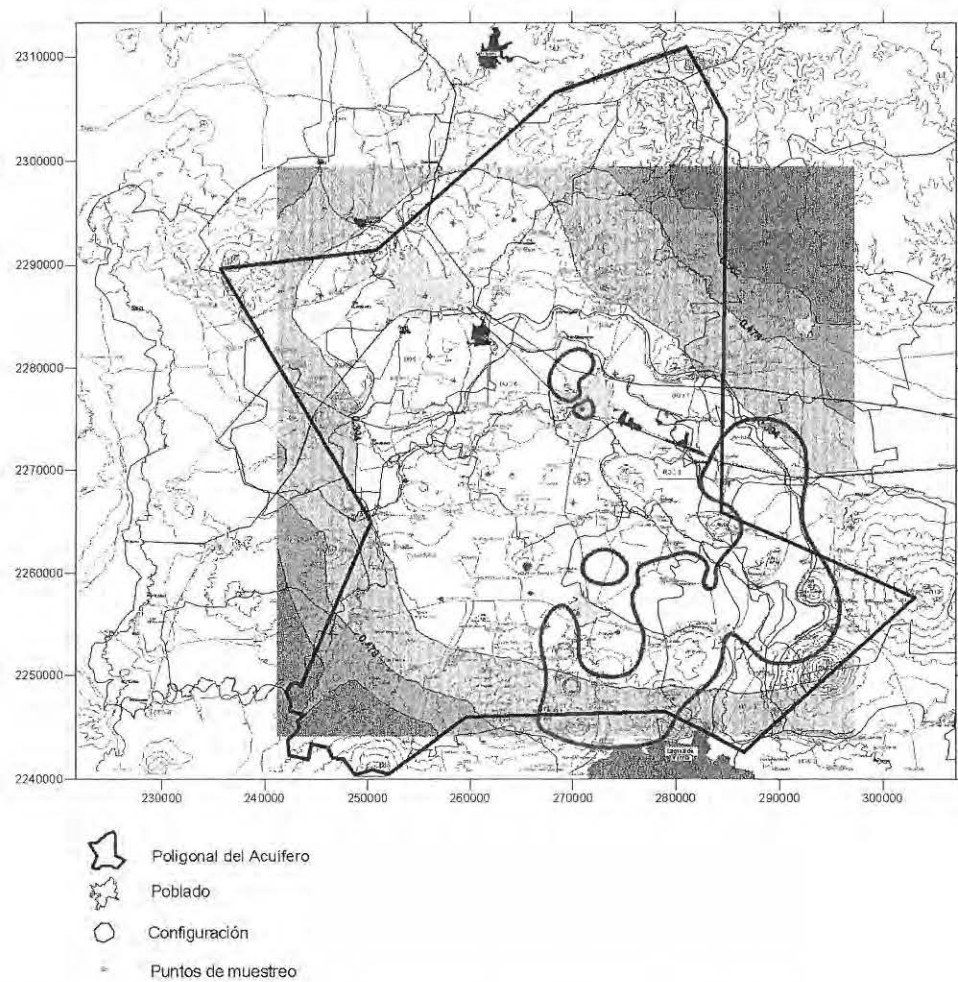


Figura II.22 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural del manganeso utilizando la red de monitoreo preliminar.

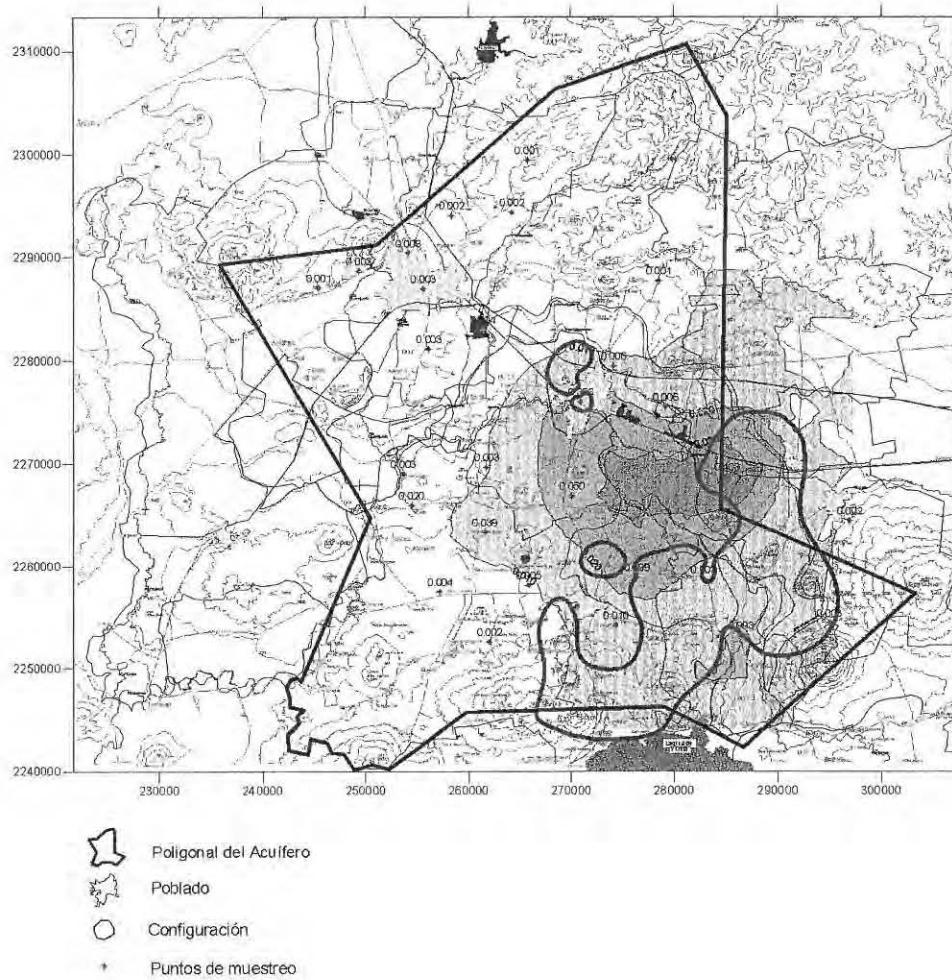


Figura II.23 Estimación con kriging para el manganeso utilizando los datos de la red de monitoreo óptima.

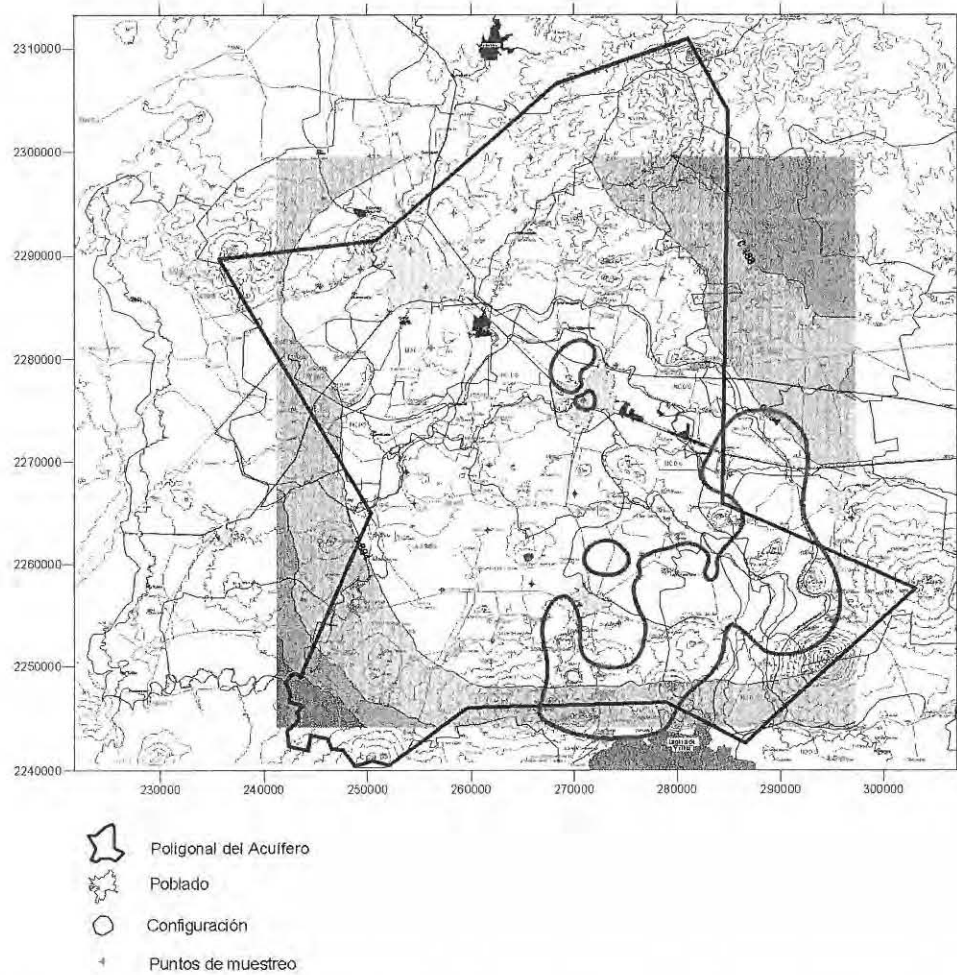


Figura II.24 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural del manganeso utilizando la red de monitoreo óptima.

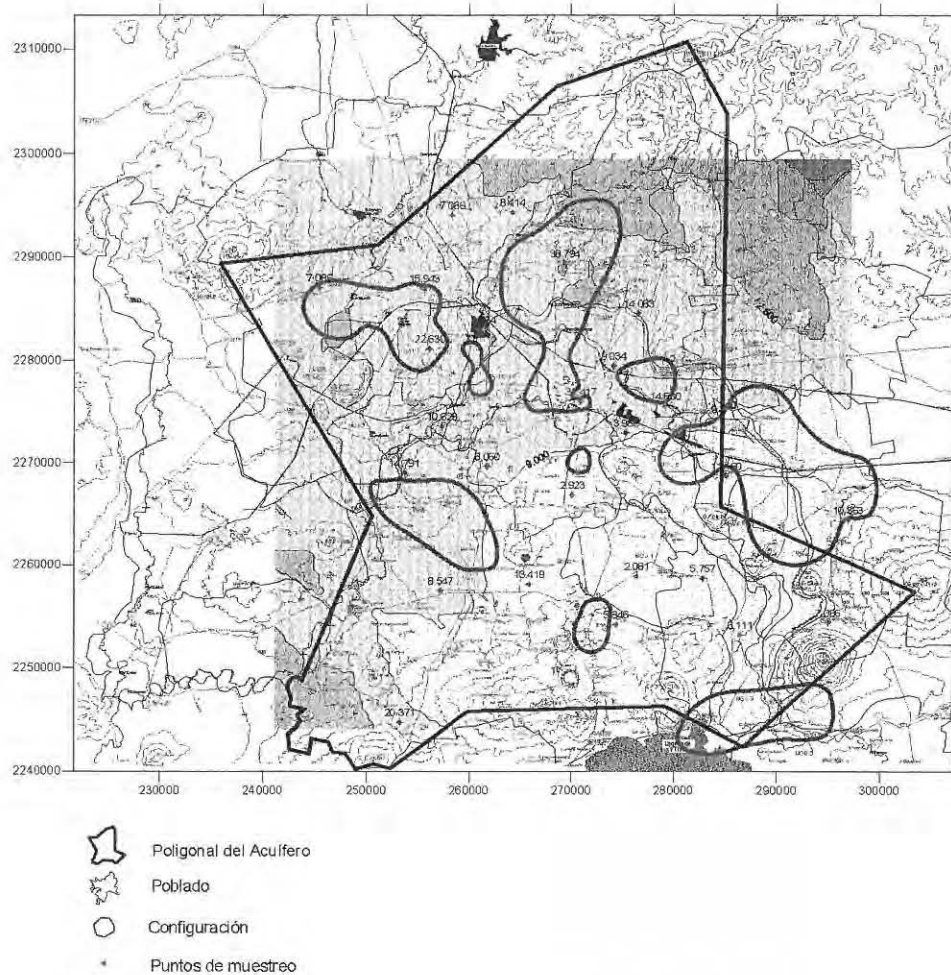


Figura II.25 Estimación con kriging para el nitrato utilizando los datos de la red de monitoreo preliminar.

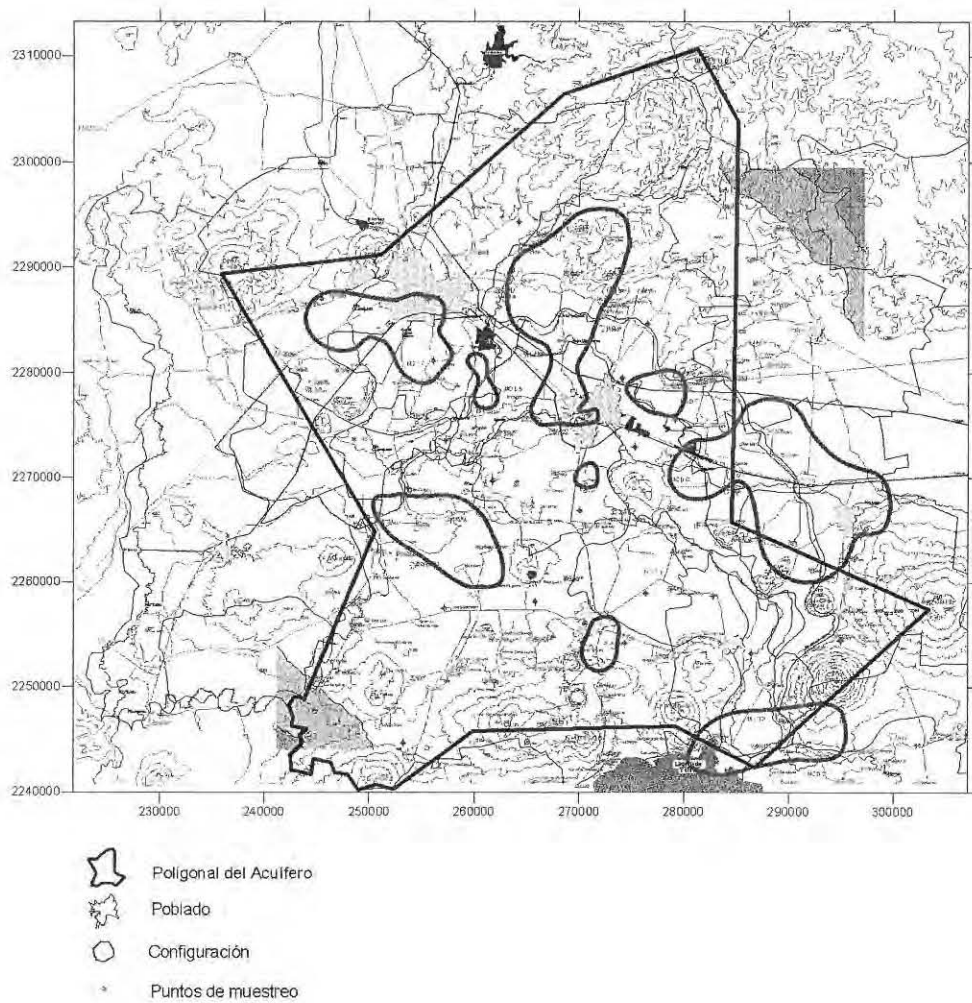


Figura II.26 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural del nitrato utilizando la red de monitoreo preliminar.

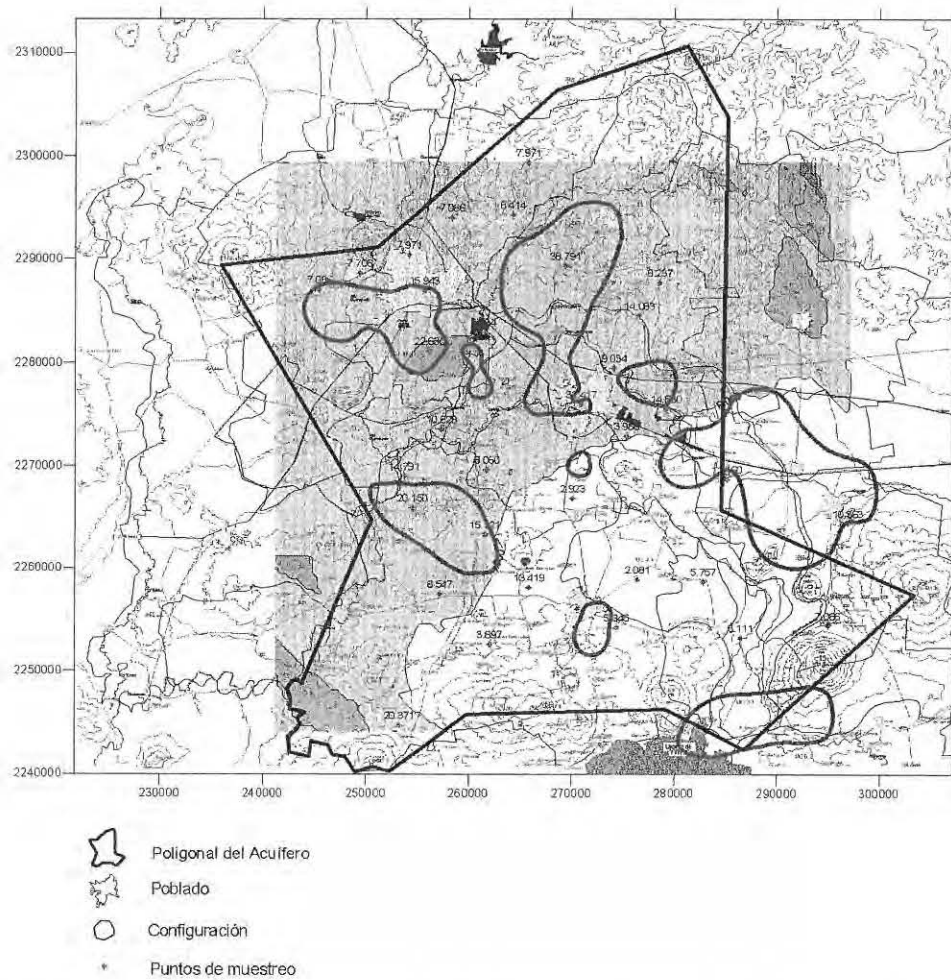


Figura II.27 Estimación con kriging para el nitrato utilizando los datos de la red de monitoreo óptima.

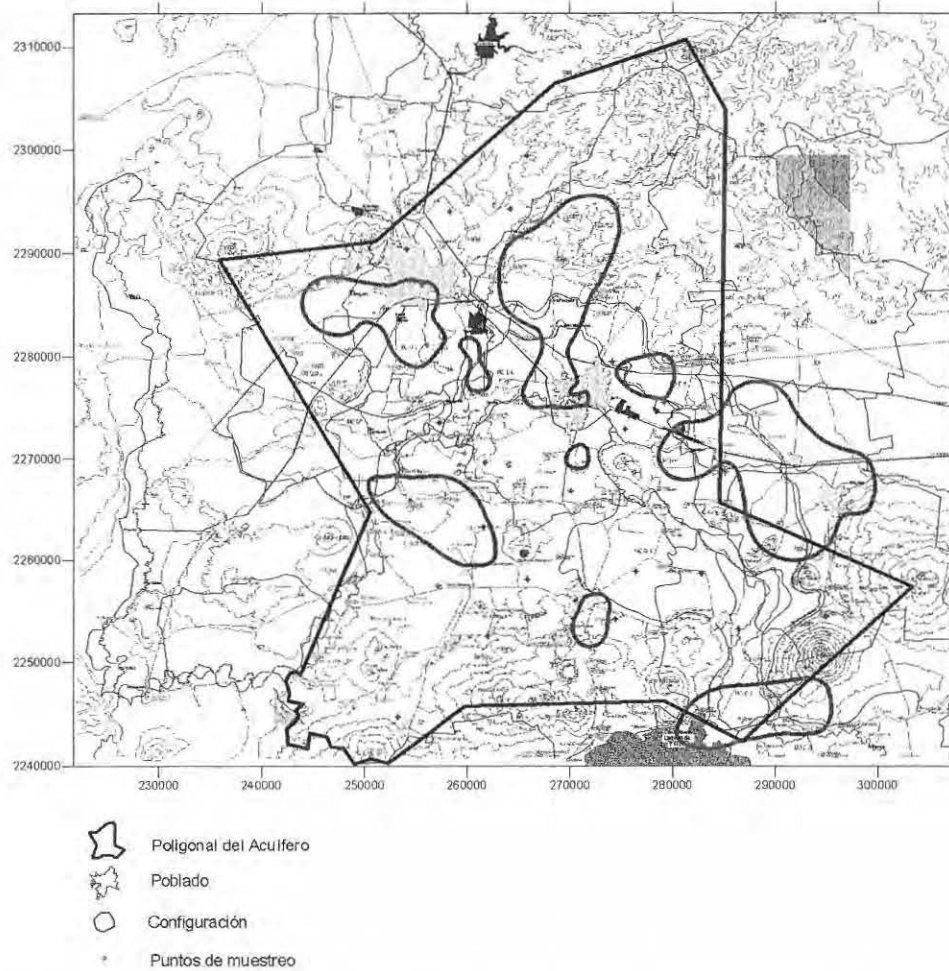


Figura II.28 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural del nitrato utilizando la red de monitoreo óptima.

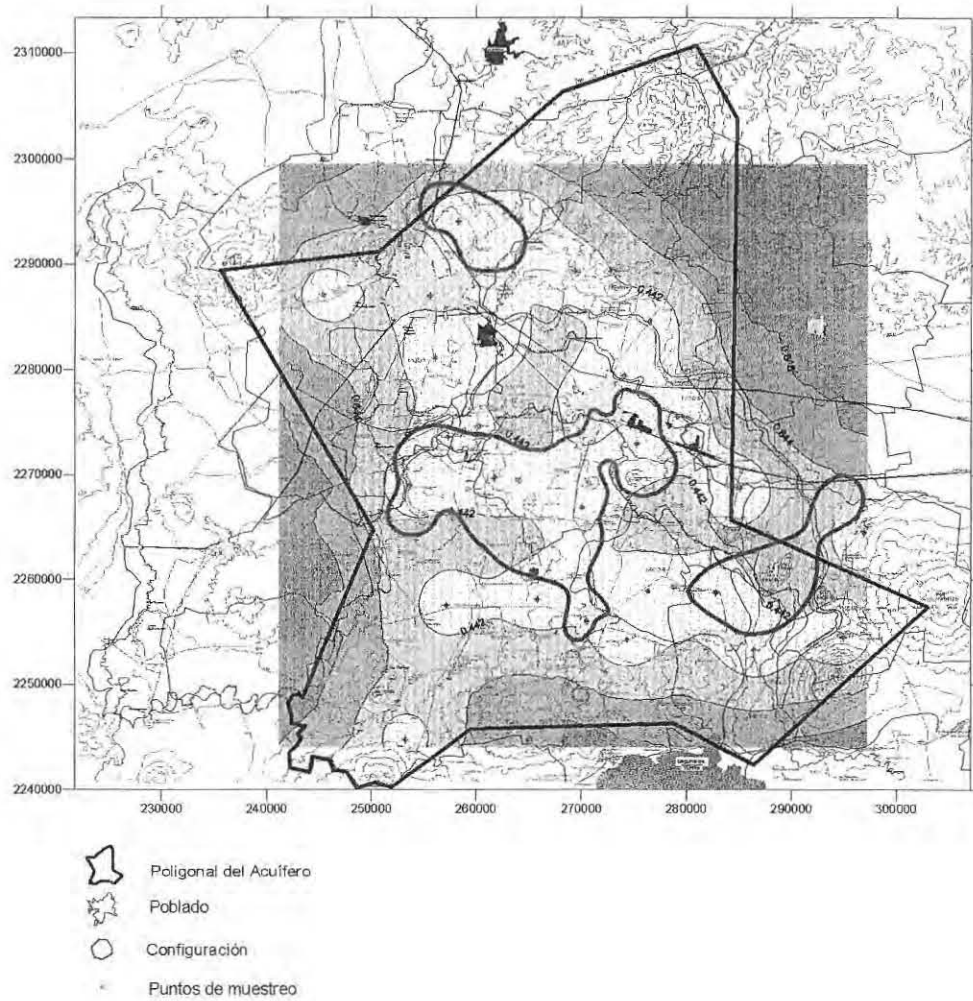


Figura II.30 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural del sodio utilizando la red de monitoreo preliminar.

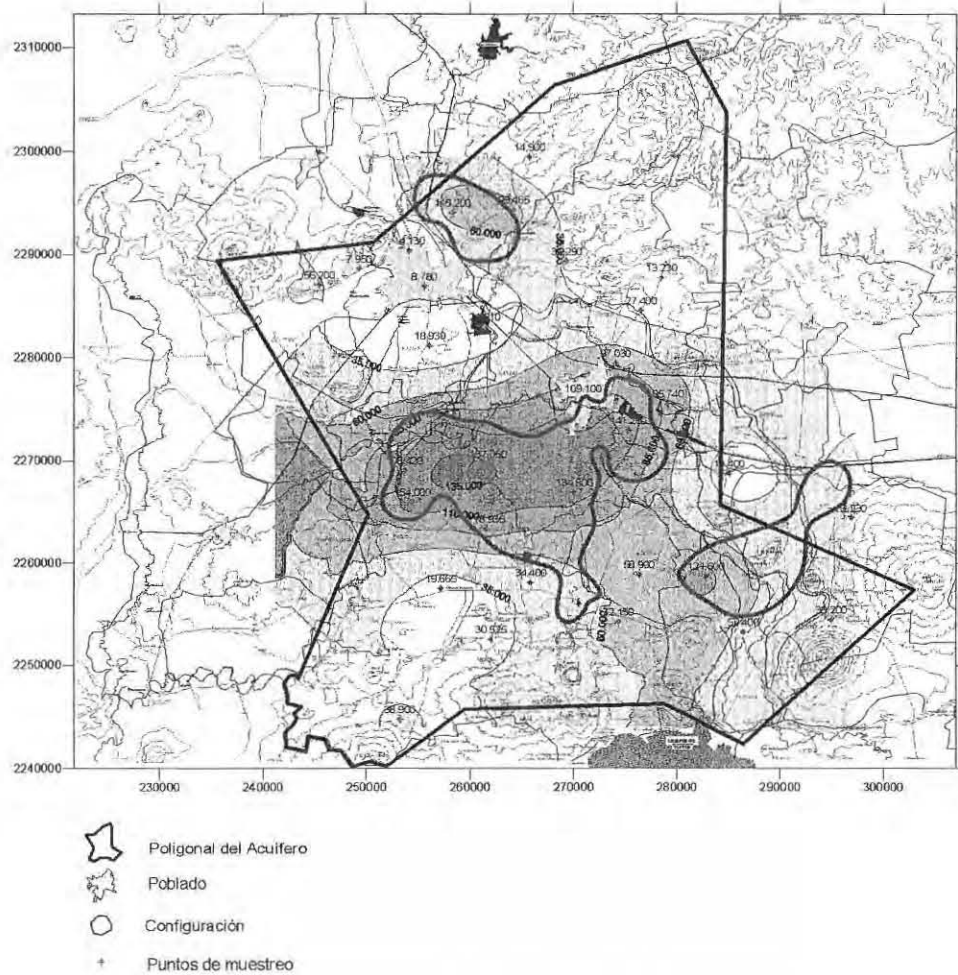


Figura II.31 Estimación con kriging para el sodio utilizando los datos de la red de monitoreo óptima.

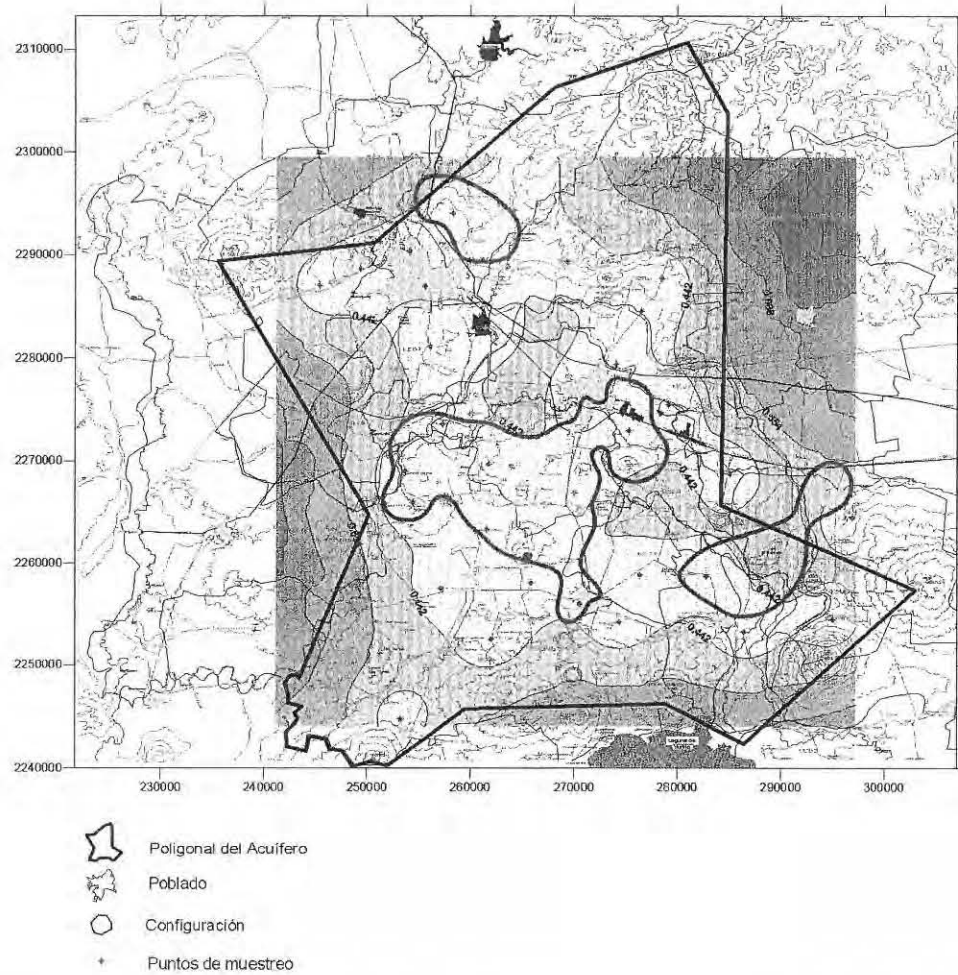


Figura II.32 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural del sodio utilizando la red de monitoreo óptima.

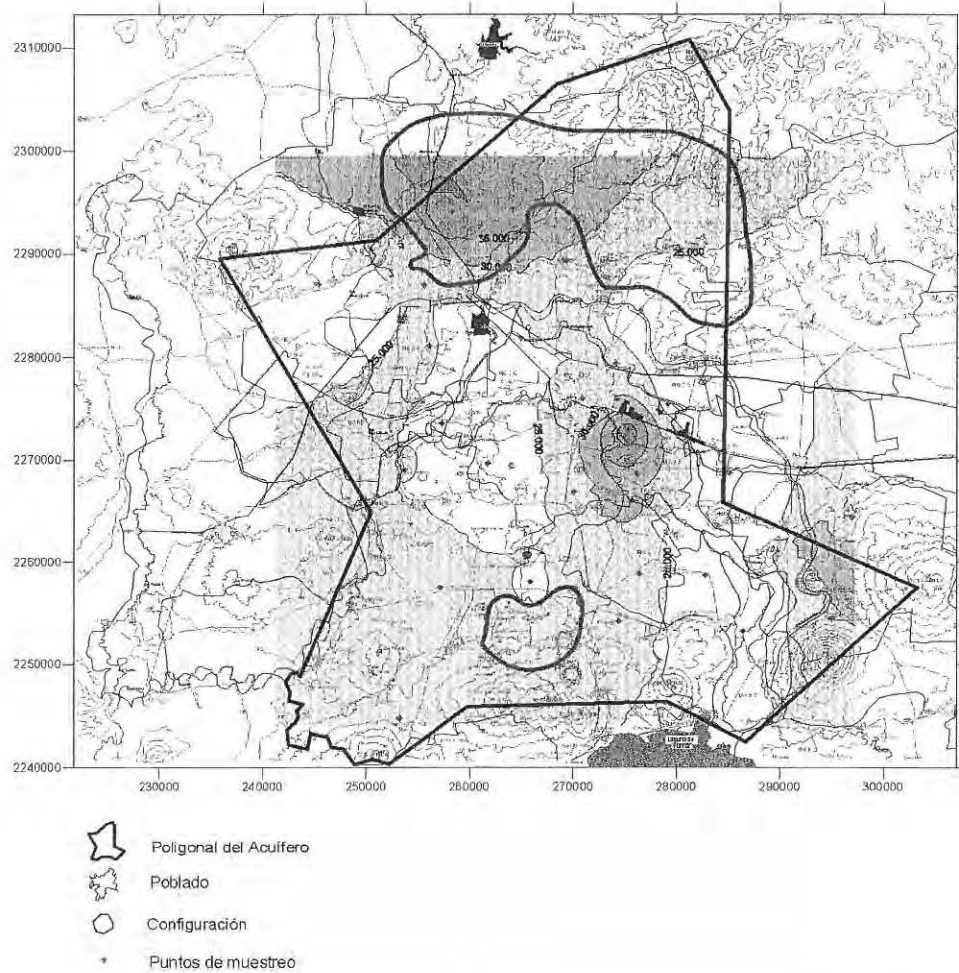


Figura II.33 Estimación con kriging para la temperatura utilizando los datos de la red de monitoreo preliminar.

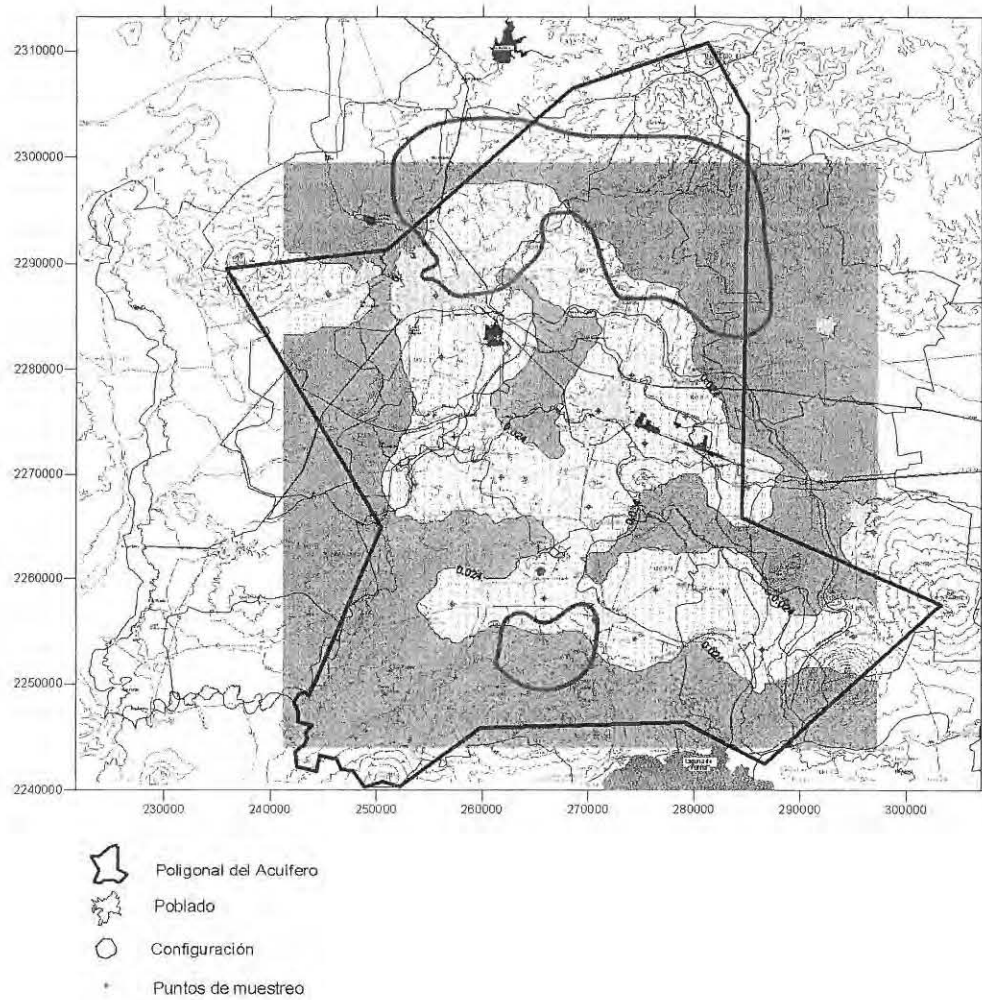


Figura II.34 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural de la temperatura utilizando la red de monitoreo preliminar.

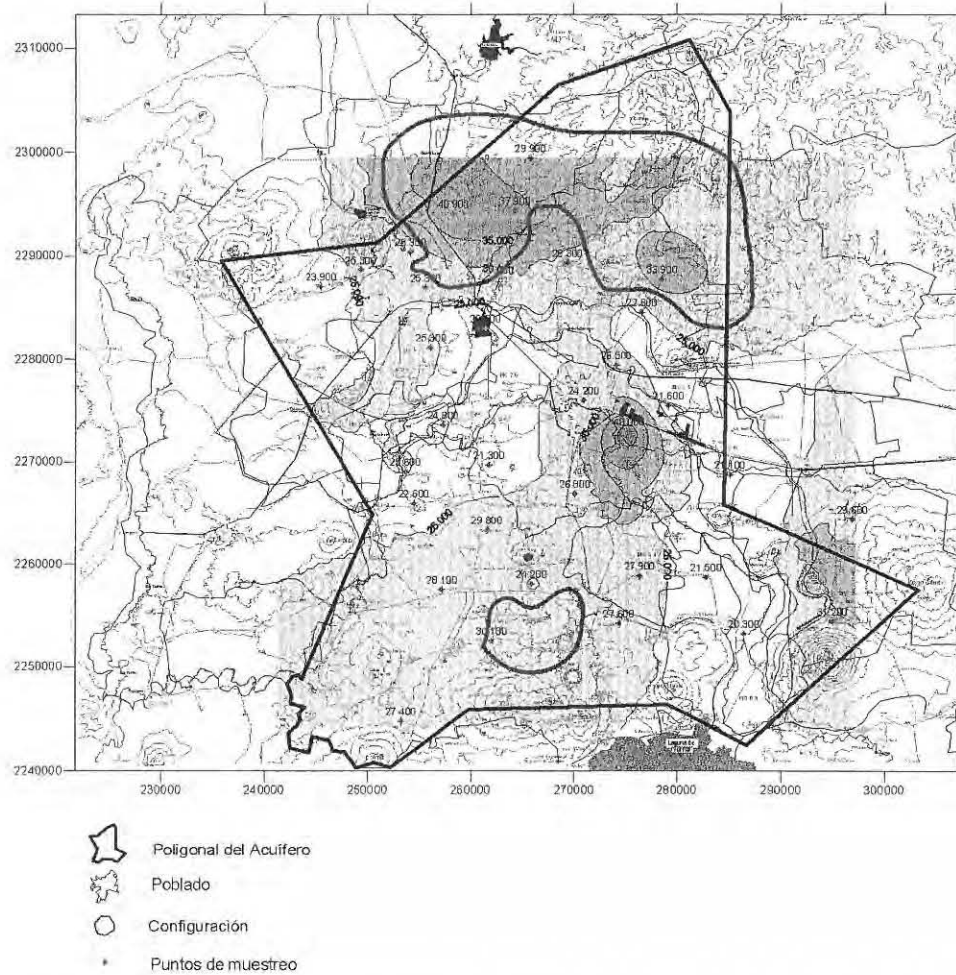


Figura II.35 Estimación con kriging para la temperatura utilizando los datos de la red de monitoreo óptima.

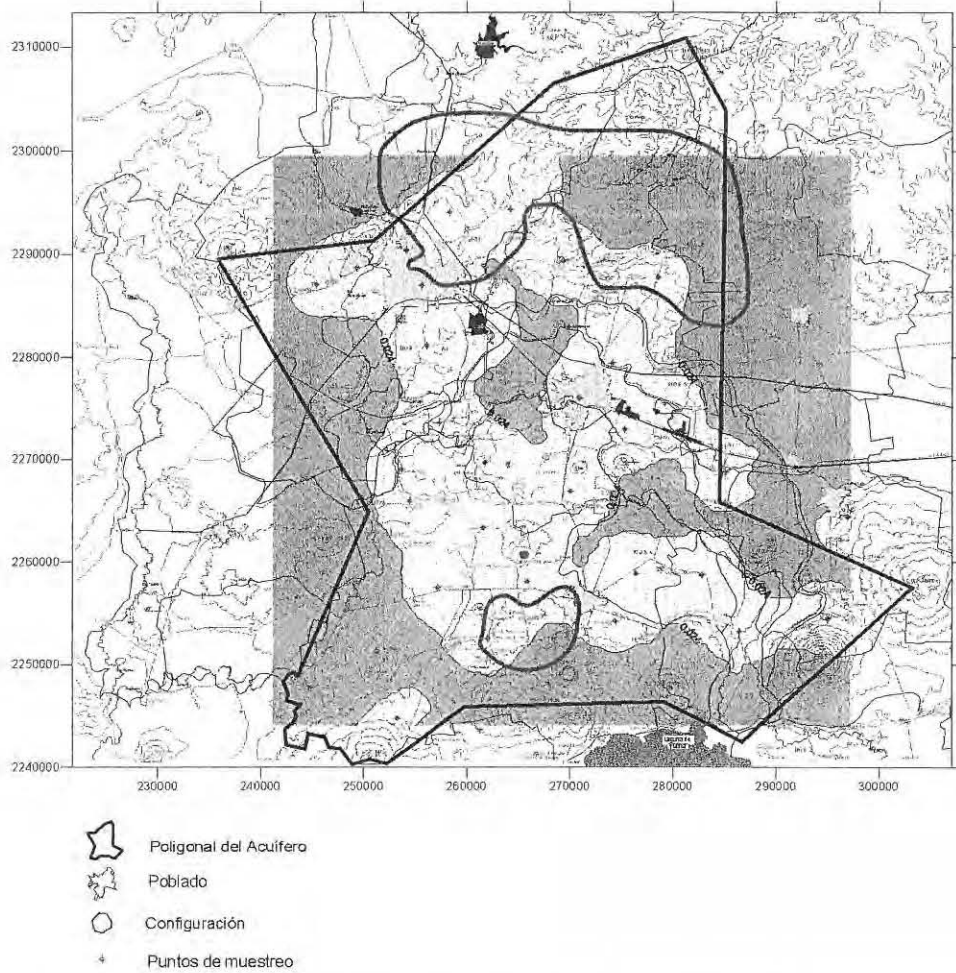


Figura II.36 Varianza del error de la estimación del logaritmo natural de la temperatura utilizando la red de monitoreo óptima.