

HIDROGEOLOGÍA AMBIENTAL

Dr. Geól. Miguel Auge

Profesor Titular de Hidrogeología - UBA

Investigador - CONICET

miguelauge66@gmail.com

**DEPARTAMENTO DE GEOLOGÍA
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES**

BUENOS AIRES 2008

TEMAS

1. DEFINICIÓN	1
2. EL AGUA EN EL PLANETA	1
3. EL AGUA EN ARGENTINA	4
4. APTITUD	5
5. CONTAMINACIÓN	5
5.1. Natural	5
5.2. Artificial directa	5
5.2.1. Urbana	5
5.2.2. Rural	5
5.2.3. Doméstica	5
5.2.4. Industrial	6
5.2.5. Agropecuaria	7
5.3. Artificial inducida	7
6. ZONA SUBSATURADA	8
6.1. Química	8
6.2. Generalidades	8
6.3. Comportamiento de los contaminantes más comunes	9
6.3.1. Nitratos	9
6.3.2. Pesticidas o plaguicidas	11
6.3.3. Metales pesados	12
6.3.4. Hidrocarburos	12
7. ZONA SATURADA	13
7.1. Puntual	14
7.2. Difusa	15
7.3. Flujo	17
7.4. Transporte	17
7.5. Propagación	18

8. PROTECCIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA FRENTE A LA CONTAMINACIÓN Y AL AGOTAMIENTO	25
8.1. Medidas	25
8.2. Monitoreo	26
8.3. Vulnerabilidad	30
8.3.1. Definiciones	30
8.3.2. Acuífero libre	32
8.3.3. Acuífero confinado	32
8.3.4. Acuífero semiconfinado	33
8.3.5. Métodos para determinar el grado de vulnerabilidad	34
DRASTIC	34
SINTACTS	35
GOD	36
EPIK	36
AVI	38
EKv	38
$\Delta hT'$. Acuífero semiconfinado	40
8.3.6. Que método elegir	42
8.3.7. Comparación de los métodos	43
8.3.8. Representación cartográfica	44
8.3.9. Conclusiones generales	49
8.4. Perímetros de protección	56
8.4.1. Zona inmediata	56
8.4.2. Zona próxima	56
8.4.3. Zona alejada	57
9. IDENTIFICACIÓN Y REMEDIACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN CON HIDROCARBUROS EN EL SUELO Y EL AGUA SUBTERRÁNEA	58
9.1. Diagnóstico	58
9.1.1. Recopilación de información	58
9.1.2. Verificación in situ	58
9.1.3. Muestreo de suelo y agua	58
10. CRITERIOS PARA DECIDIR SOBRE LA NECESIDAD DE LIMPIAR EL SUELO	61
10.1. Concentraciones existentes	62
10.2. Movilidad ambiental	62

10.3. Relación de calidad suelo – agua	63
10.4. Salud de plantas y animales	64
10.5. Salud humana	64
10.6. Consideraciones estéticas	64
10.7. Límites de detección analítica	64
10.8. Uso de la tierra	65
11. TÉCNICAS PARA LA REMEDIACIÓN DEL SUELO Y DEL AGUA	65
11.1. Tratamiento de suelos	66
11.1.1. Incineración	66
11.1.2. Biocorrección	66
11.1.3. Reacciones químicas	67
11.1.4. Lavado	67
11.1.5. Solidificación y estabilización	67
11.1.6. Terraplenamiento	67
11.2. Factibilidad técnica para la extracción y el tratamiento de agua subterránea	68
12. BIBLIOGRAFÍA	71
13. EJEMPLOS	105
13.1. Análisis ambiental en relación al estado del suelo y del agua subterránea en una refinería de petróleo. Buenos Aires	105
13.2. Contaminación con hidrocarburos en el agua subterránea de una destilería de petróleo del Conurbano de Buenos Aires	117
13.3. Estudio ambiental de suelo y agua subterránea en Dársena Sud. Capital Federal	120
13.4. Vulnerabilidad a la contaminación por nitratos del Acuífero Puelche en La Plata - Argentina	141

FIGURAS

1. Distribución del agua en el planeta	2
2. Contaminación industrial	6
3. Salinización por bombeo	7
4. Distribución del agua en el subsuelo	8
5. Contaminación por pozos ciegos	9
6. Contaminación urbana	10
7. Zona saturada	13
8. Contaminación por bombeo	14

9. Contaminación puntual	15
10. Tiempo de tránsito zona subsaturada	16
11. A, B y C. Circulación en la zona saturada	18
11. D	19
12.A. Pluma de contaminación agrícola	20
12.B.	20
13. Río efluente	21
14. Cambio en la condición de un río efluente	21
15. Río influente	21
16. Flujo en un acuífero heterogéneo libre	22
17. Flujo en un acuífero heterogéneo confinado	22
18. Contaminación por un HC liviano	23
19. Contaminación por oscilación de la superficie freática	24
20. Inversión del flujo por bombeo	24
21. Red de flujo subterráneo- La Plata	29
22. Vulnerabilidad respecto a la profundidad	32
23. Vulnerabilidad respecto a la permeabilidad vertical	32
24. Vulnerabilidad de un acuífero confinado	33
25. Vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado	33
26. Contaminación de un acuífero semiconfinado por bombeo	34
27. Relative weights of SINTACS parameters in intrinsic vulnerability assessment	35
28. GOD empirical system for the rapid assessment of aquifer	36
29. Flujo a través del acuitardo por variación de la transmisividad vertical	40
30. Perfil hidrogeológico	50
31. Acuífero Puelche - red de flujo	50
32. Acuífero Pampeano - red de flujo	51
33. Acuífero Puelche – nitratos	51
34. Acuífero Pampeano – nitratos	52
35. Vulnerabilidad Acuífero Puelche – espesor del acuitardo	52
36. Vulnerabilidad Acuífero Puelche – diferencia de potenciales hidráulicos	53
37. Vulnerabilidad Acuífero Puelche – profundidad del techo	53
38. Vulnerabilidad Acuífero Puelche – diferencia de potenciales hidráulicos – carga contaminante	54
39. Vulnerabilidad Acuífero Pampeano – profundidad de la superficie freática	54

40. Vulnerabilidad Acuífero Pampeano – profundidad de la superficie freática – carga contaminante	55
41. Selección para el muestreo vertical del suelo	58
42. Transporte de contaminantes por flujo lateral	60
43. Movilidad en función de la permeabilidad	62
44. Disposición de contaminantes en terraplenes y excavaciones	67
45. Flujo de agua subterránea contaminada en una refinería de HC	68

CUADROS

1. Agua en la Tierra	2
2. Extracción de agua en Europa	3
3. Uso de agua en el mundo	3
4. Consumo de agua en Buenos Aires y La Plata	4
5. Propiedades de plaguicidas	12
6. Normas de potabilidad EPA	79
7. Norma de potabilidad EUA, Canadá, CEE y OMS	81
8. Norma de potabilidad Canadá	83
9. Valores indicativos para sitios contaminados - Holanda	90
10. Parámetros microbiológicos CE	91
11. Norma de potabilidad OSN	91
12. Norma de potabilidad CAA	94
13. Ley 24.051 - Desechos peligrosos	95

TABLAS

I. Tiempo de tránsito (medio no saturado)	16
II. Tiempo de tránsito (medio saturado)	16
III. Espesor de la zona subsaturada	39
IV. Permeabilidad vertical de la zona subsaturada	39
V. Diagrama de vulnerabilidad (acuífero libre)	39
VI. Vulnerabilidad acuífero semiconfinado (pot. hidr.)	41
VII. Vulnerabilidad acuífero semiconfinado (transmisiv. vert.)	41
VIII. Métodos para evaluar la vulnerabilidad de acuíferos	42

1- DEFINICIÓN

La hidrogeología ambiental trata sobre las características y el comportamiento del agua subterránea y su relación con el ambiente. Dado que al ambiente lo componen los recursos naturales y el hombre, en el análisis ambiental del agua subterránea, deben considerarse las vinculaciones e incidencias mutuas entre ésta, el suelo, el aire, el agua superficial, el agua meteórica y la biota (animales, vegetales y el hombre).

Si bien la hidrogeología ambiental, con esta denominación específica, es relativamente moderna, ya en la antigüedad se le prestó especial atención a la incidencia ambiental en la aptitud de las aguas superficiales y subterráneas (Ej. contaminación en los acueductos romanos o deterioro en la calidad de los pozos de Artois - Francia).

Un concepto trascendente desarrollado por los investigadores soviéticos, es el que se refiere a la globalidad de la preservación ambiental. Esto es, que los recursos deben protegerse en forma integral, o dicho de otra manera, que es prácticamente imposible preservar sólo a algunos de ellos en detrimento de los otros. En efecto, la preservación del suelo o del agua superficial, no podrá lograrse si el aire está contaminado, pues la caída directa o el arrastre por la lluvia, harán que los contaminantes lleguen al suelo y a los ríos o lagos y desde allí, infiltrándose, ingresen al subsuelo y alcancen al agua subterránea.

2- EL AGUA EN EL PLANETA

En el cuadro 1 y en la figura 1, se indica la distribución del agua en nuestro planeta, a partir de una compilación de datos publicados por Nace (1969) y Lvovitch (1967).

De ellos se desprende un neto predominio de las aguas marinas (más del 97% del total) que evidentemente constituyen la reserva más importante para los usos corrientes del futuro (agua potable, riego, uso industrial). Lamentablemente, al presente, el costo de la desalación del agua de mar es muy elevado, por lo que sólo existen pocas plantas de tratamiento en el mundo, donde no hay otra alternativa para la provisión (Kuwait - Israel) o en sitios turísticos con alto poder económico (Islas Canarias).

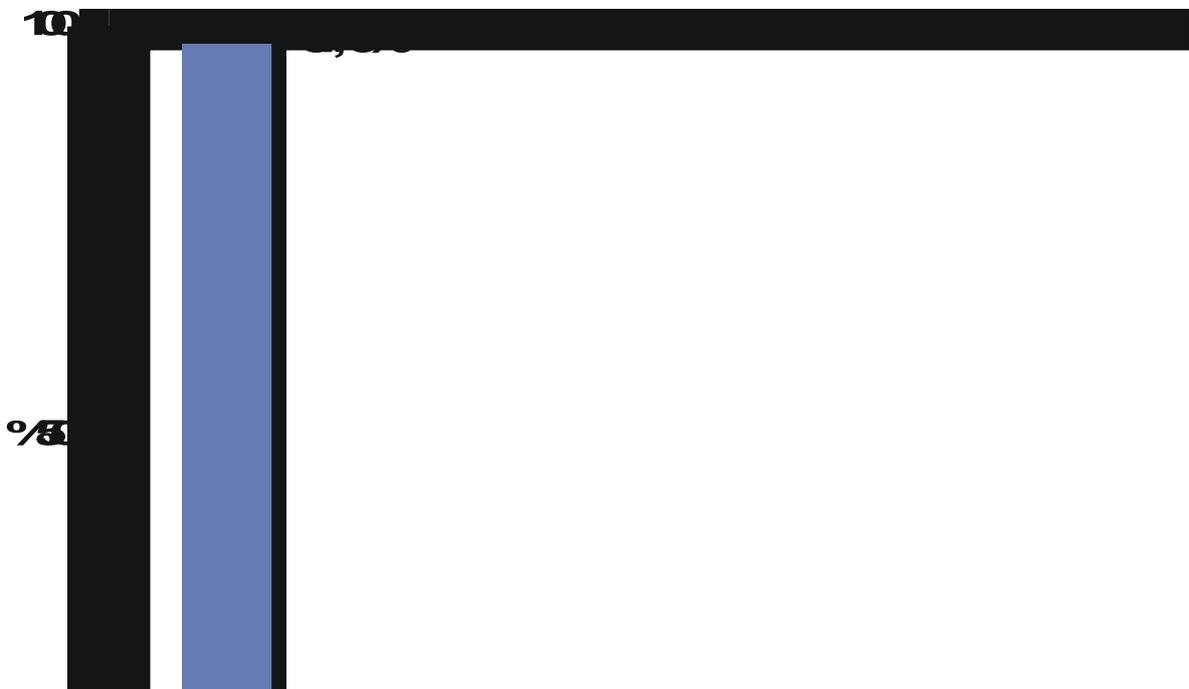
La mayor concentración de agua dulce (1,9%) se ubica en los casquetes polares en forma de hielo, lejos de los ámbitos poblados.

De las aguas continentales, el volumen almacenado hasta unos 1.000 m de profundidad (0,5%) supera con amplitud al que instantáneamente pueden contener los ríos y los lagos del mundo (0,02%).

CUADRO 1

	AGUA EN LA TIERRA			
	Area km².10⁶	Volumen km³.10⁶	%	Altura equivalente (m)
Océanos y Mares	362	1.350	97,6	2.650
Casquetes polares	17	26	1,9	50
Subterránea	131	7	0,5	14
Superficial	1,5	0,3	0,02	0,6
del Suelo	131	0,2	0,01	0,4
Atmosférica	510	0,02	0,001	0,04
Total	510	1.383	100,03	2.715

Fig. 1



Algunos ríos, sin embargo, tienen caudales sorprendentes, caso del Río de la Plata que con un módulo de 20.000 m³/s, sería hábil por sí solo para abastecer a la población mundial actual (6.000 millones), a razón de 290 l/día por habitante.

De cualquier manera, el agua superficial está más expuesta a la contaminación y generalmente es mucho más cara, por el tratamiento que necesita para su potabilización, que la subterránea. Por ello, en la mayoría de los países desarrollados, que se caracterizan por optimizar los usos de los recursos naturales, el empleo de agua subterránea para consumo humano, supera apreciablemente al del agua superficial (cuadro 2).

CUADRO 2

EXTRACCIÓN DE AGUA EN EUROPA		
	TOTAL km ³ /año	agua subterránea para uso humano %
Alemania	6,24	67
Bélgica	0,57	76
Dinamarca	0,70	98
Francia	5,00	50
Holanda	1,15	63
Inglaterra	2,50	32
Italia	9,95	36

También resulta interesante indicar el consumo total de agua en el mundo y su evolución histórica, así como la distribución en relación al uso (cuadro 3).

CUADRO 3

USO DEL AGUA EN EL MUNDO							
	Consumo total	Agricultura		Industria		Agua potable	
año	km ³ /año	km ³ /a	(%)	km ³ /a	(%)	km ³ /a	(%)
1900	400	350	87,5	30	7,5	20	5
1950	1100	820	74,5	220	20	60	5,5
1975	3000	2200	73	650	22	150	5
2000	5000	3400	68	1250	25	350	7

Del cuadro 3 se desprende el neto predominio de la agricultura como consumidor de agua, alrededor del 70% del total extraído desde 1900, frente al **consumo humano** que sólo incidió en el 6%.

3 - EL AGUA EN ARGENTINA

Alrededor del 75% del territorio argentino es árido o semiárido; o sea presenta déficit en el balance hídrico. A esto, se agrega el hecho de que sólo dos regiones tienen abundante agua superficial potabilizable (Mesopotamia y Cordillera Patagónica). Por ello el agua subterránea juega un rol importantísimo en la provisión para consumo humano y para riego. A nivel del país, aproximadamente un 50% del abastecimiento para consumo humano es de origen subterráneo. En el cuadro 4 se indican los consumos locales del Conurbano de Buenos Aires y de La Plata, durante 1990.

CUADRO 4

CONSUMO DE AGUA EN EL CONURBANO DE BUENOS AIRES – 1990			
Población 8,9 millones			
	hab.	agua sup. hm ³	agua subt. hm ³
Población servida	3,5.10 ⁶	383	256
Población no serv.	5,4.10 ⁶		100
Industria		100	300
Riego			120
Total:		483 (38%)	776 (62%)
LA PLATA			
Población 700.000			
	hab.	agua sup. hm ³	agua subt. hm ³
Población servida	0,5.10 ⁶	55	50
Población no serv.	0,2.10 ⁶		4
Industria		30	2
Riego			110
Total:		85 (34%)	166 (66%)

Del cuadro se desprende que en el Conurbano, el mayor volumen de agua se destinó en 1990 al consumo humano (739 hm³) sobre un total de 1259 hm³; o sea el 59%, seguido por la industria (400 hm³, el 32%) y finalmente el riego (120 hm³, el 9%). De la demanda total, un 62% se cubrió con agua subterránea y un 38% con agua superficial.

Algo parecido sucede en relación al empleo de agua subterránea en La Plata, aunque aquí el índice respecto al total es algo mayor (66%). Sin embargo, en La Plata el volumen para riego (110 hm³) fue prácticamente igual que el utilizado para consumo humano (109 hm³) y ampliamente superior al empleado para la industria (32 hm³).

4 - APTITUD

La aptitud de un recurso natural, en este caso del agua subterránea, depende de su calidad y también de la disponibilidad y productividad respecto del uso requerido. Así por ejemplo un acuífero de baja salinidad resulta inapto para regar, si tiene baja productividad, lo que deriva en pozos de muy escaso caudal.

El manejo inadecuado de un acuífero (sobreexplotación), afecta su reserva y productividad, generando un deterioro al que generalmente se les asocian otros procesos de degradación (salinización, contaminación artificial, etc.).

5 - CONTAMINACIÓN

Es la alteración de las propiedades físicas, químicas y/o biológicas del agua por la acción de procesos naturales o artificiales que producen resultados indeseables. Las **características físicas** más comunes son: temperatura, pH, turbidez, olor, color y las **químicas**: SDT, tipo y concentración aniónica, tipo y concentración catiónica, otros compuestos solubles, etc. **Características biológicas**: modificación de la composición biológica natural, ya sea introduciendo nuevos organismos o eliminando los existentes.

Además la contaminación puede ser **natural** y **artificial** y esta última, **directa** o **inducida**.

5.1. Natural. Es común, la salinización por contacto con sedimentos marinos y salinos, o yacimientos metalíferos (Pb, Hg, Zn, Cu, Ag), no metalíferos o radiactivos y la incorporación de oligoelementos como F y As, a partir de sedimentos de origen volcánicos.

5.2. Artificial directa. Es la más frecuente y se la puede clasificar de acuerdo al sitio donde se produce o a la actividad que la genera (**urbana** y **rural**) o (**doméstica**, **industrial**, **agropecuaria**).

5.2.1. Urbana: vertidos domésticos; residuos de los escapes de los motores; pérdidas en las redes cloacales; lixiviados de basuras o rellenos sanitarios; humos y desechos líquidos, sólidos y semisólidos de la industria.

5.2.2. Rural: el origen de los contaminantes y las fuentes de polución, se detallan en el punto 5.2.5.

5.2.3. Doméstica: vertido de jabones, detergentes, lavandina, materia orgánica (alimentos, fecal, basura en general). Cuando no se dispone de desagües cloacales,

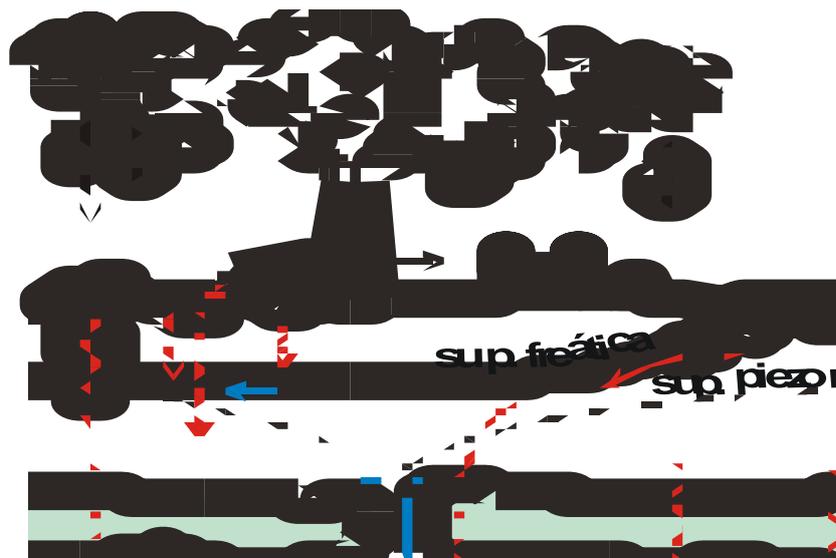
el resultado es la generación de ambientes propicios para la reproducción bacteriana y la formación de NH_3 , NO_2^- y NO_3^- .

5.2.4. Industrial. Contaminación de la atmósfera por la eliminación de humos y otros compuestos gaseosos y del suelo y el agua por vertidos líquidos, sólidos y semisólidos. Además por la infiltración de los contaminantes atmosféricos, que caen solos o arrastrados por la lluvia.

La industria produce la gama más numerosa y variada de contaminantes. En los países desarrollados, a fines de la década de 1980, se estimaba en aproximadamente 1 millón la nómina de compuestos orgánicos. De estos, unos 40.000 se producen y se utilizan en forma corriente, pese a que un número significativo es tóxico en diferentes grados. A los citados hay que agregarle los metales pesados, fenoles, hidrocarburos, plaguicidas, etc.

De los mencionados, algunos son altamente tóxicos, aún en concentraciones de millonésimas de gramo por litro de solución.

Fig. 2



En la figura 2 se reproduce esquemáticamente la producción industrial de contaminantes, la emisión al aire y los vertidos sobre el suelo y en el subsuelo.

Los humos contienen contaminantes en diferentes estados (sólido, líquido, gaseoso) que deterioran al aire y luego llegan al suelo por su propio peso o arrastrados por la lluvia. Generalmente tienden a concentrarse en las depresiones topográficas (ríos, lagos, lagunas), llevados por el escurrimiento superficial, o a infiltrarse y pasar al subsuelo, si existen condiciones favorables para ello.

En la figura, se aprecia también la migración a través de capas de baja permeabilidad (acuitardos), favorecida por el bombeo del acuífero semiconfinado subyacente, lo que genera una sobrecarga favorable al acuífero libre sobrepuesto.

Este proceso fue el que permitió la migración de los NO_3^- contenidos en el Acuífero Pampeano hacia el Puelche infrapuesto, con el consecuente deterioro en la calidad de este último, en el Conurbano de Buenos Aires y en La Plata.

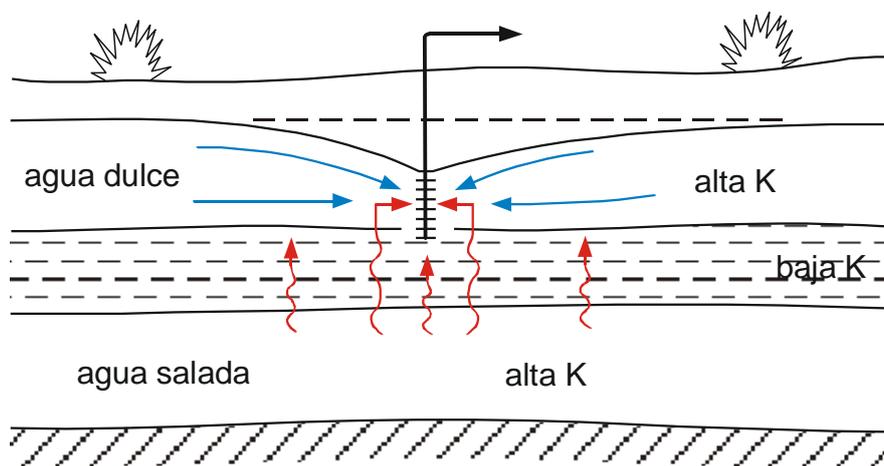
5.2.5. Agropecuaria. Empleo de plaguicidas y fertilizantes para mejorar la productividad. Los primeros (organoclorados u organofosforados), son altamente tóxicos (DDT, Aldrín, Dieldrín, Paratión, Malatión, Folidol, etc.). Fertilizantes (materia nitrogenada, fósforo y potasio). La materia nitrogenada se oxida a NO_3^- que es muy soluble, estable y móvil, mientras que el P, el K y sus derivados son fijados con facilidad por las partículas arcillosas del suelo.

Otra fuente de contaminación en el ámbito rural, es la producida por las heces del ganado en corrales, tambos y bebederos, y especialmente en los feed lots, que concentran altas cargas de materia orgánica. En estos casos al deterioro en la calidad bacteriológica, hay que agregarle un fuerte incremento en el tenor de NO_3^- .

La solubilidad, movilidad y degradabilidad, condicionan el comportamiento del contaminante en relación a su permanencia y perdurabilidad en el medio. Así, las bacterias provenientes de los vertidos fecales, rara vez subsisten más de 50 días en el agua si esta no posee una adecuada concentración de materia orgánica.

Los NO_3^- por su parte pueden mantenerse en solución en forma casi indefinida, salvo que sean reducidos a NO_2^- , N_2 , NH_3 o NH_4^+ , por el potencial redox del medio o por actividad bacteriana.

Fig. 3



5.3. Artificial inducida

Es la que deriva de la sobreexplotación; la más común es la salinización en acuíferos costeros, o por ascenso de agua salada de fondo en acuíferos continentales (figura 3). Otro caso frecuente es el que se menciona en el punto 6.3.1 respecto a los NO_3^-

6 - ZONA SUBSATURADA

Es la sección que se ubica inmediatamente por encima de la superficie freática y en ella coexisten los 3 estados de la materia (sólido, líquido y vapor).

La zona subsaturada posee gran trascendencia hidrogeológica, no sólo en el aspecto dinámico sino también geoquímico, pues es en ella, particularmente en su franja más superficial (faja edáfica), donde se produce la mayor incorporación de las sales solubles que caracterizan al agua subterránea de ciclo. Además, la zona **subsaturada o de aireación, o no saturada**, es un efectivo filtro natural frente a los contaminantes, en su recorrido descendente hacia la zona saturada, o del agua subterránea propiamente dicha. En la figura 4 se representa la distribución del agua en el subsuelo.

6.1. Química

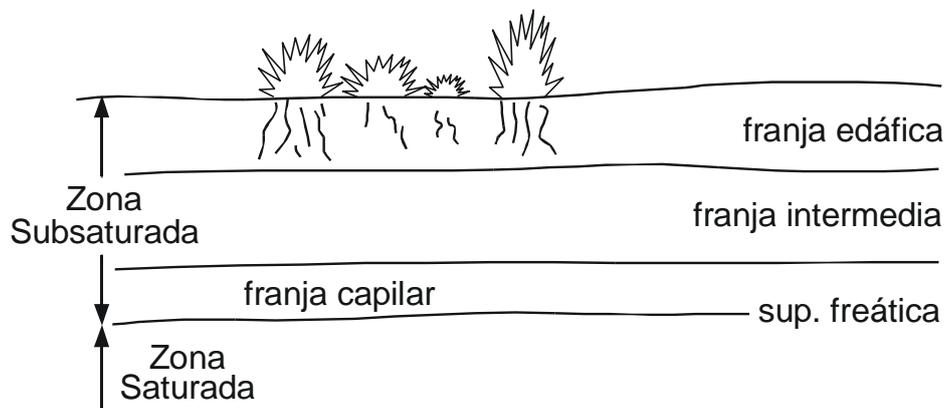
Los procesos químicos que afectan la concentración de un soluto son tan variados, que incluso algunos presentan una componente física o biológica dominante (adsorción, degradación). Otros, netamente químicos, son: intercambio iónico, disolución - precipitación, oxidación - reducción, modificaciones en el pH, formación de complejos iónicos, etc.

6.2. Generalidades

La eficacia de la zona subsaturada para impedir o dificultar el acceso de los contaminantes al agua subterránea deriva de: la capacidad de fijación que poseen los microporos, la interacción del sólido, agua, contaminante y aire, el intercambio iónico, la actividad biológica, la adsorción sobre las partículas finas, la formación de complejos de baja solubilidad, etc.

Dentro de la zona subsaturada, la franja edáfica (hasta donde penetran las raíces) es la más efectiva como filtro natural, debido a su alto contenido en materia orgánica y fuerte actividad biológica (figura 4).

Fig. 4



Los contaminantes persistentes y estables (Cl^- , NO_3^-) no son retenidos en la zona de aireación, aún cuando ésta presente baja permeabilidad y espesor considerable, cuando existe excedente en el balance hídrico e infiltración efectiva (zonas húmedas).

6.3. Comportamiento de los contaminantes más comunes

6.3.1. Nitratos

La contaminación con NO_3^- se ha convertido en una de las causas principales de deterioro del agua subterránea, tanto en los países desarrollados como en los en desarrollo.

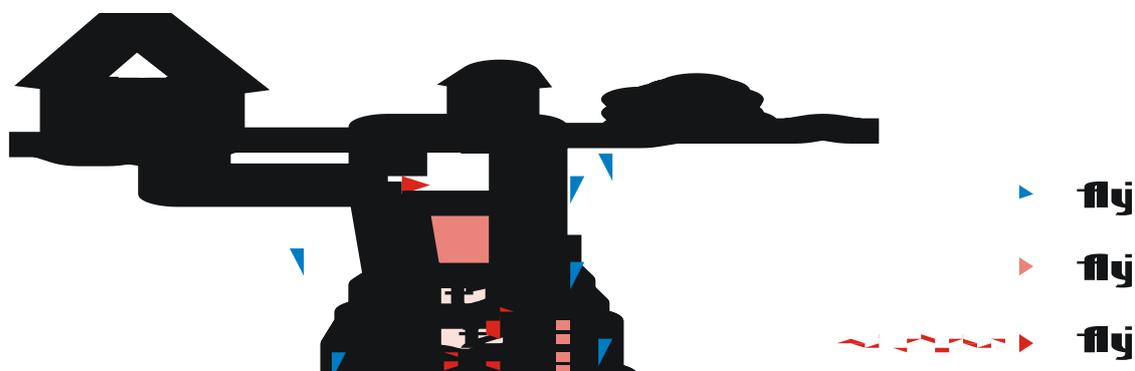
También se presenta en los ámbitos urbanos, provistos de servicios sanitarios y en aquellos que no los tienen; en pequeñas ciudades o poblados y en las megalópolis (México, Sao Paulo, Buenos Aires, Lima); en las comarcas rurales y en los emplazamientos industriales.

En definitiva, en la actualidad, la contaminación con NO_3^- aparece como la más difundida geográficamente y vinculada a la mayor parte de las actividades humanas.

En los **centros urbanos carentes de servicios cloacales** los NO_3^- derivan de la degradación de la materia orgánica, mayormente de origen fecal. Los pozos ciegos o negros, en los que se vierten los desechos fecales, son las fuentes de emisión principales.

El espesor y la permeabilidad de la zona subsaturada condicionan la velocidad y el tiempo de tránsito hasta la saturada, favoreciendo la disminución en la concentración, por dilución, en el caso de producirse infiltración efectiva de agua no contaminada (figura 5). Sin embargo, la zona de aireación por sí sola, no es hábil para detener a los NO_3^- cuando existe flujo vertical descendente.

Fig. 5



En las **ciudades con servicios cloacales**, los NO_3^- derivan de pérdidas en las redes, de aportes provenientes de los suburbios, que carecen o tienen poca

cobertura cloacal, de viejos pozos ciegos que estaban situados en los cascos urbanos, y fueron reemplazados posteriormente por las redes sanitarias y en algunos casos, de antiguos repositorios de basura que estuvieron emplazados en la vecindad del ejido poblado y que luego de desactivados, fueron empleados como terrenos para viviendas o parqueados.

En los ámbitos urbanos es frecuente que la contaminación con NO_3^- no sólo deteriore la calidad del agua freática, sino también la de acuíferos semiconfinados, como sucede en gran parte del Conurbano de Buenos Aires y en La Plata, donde la contaminación es de tipo areal o regional y llega al acuífero inferior (semiconfinado), luego de atravesar el acuitardo que lo separa de la capa freática, por el proceso de filtración vertical descendente (figura 6).

Fig. 6



Este proceso se genera por la disminución de presión hidráulica en la base del acuitardo, derivada de la importante extracción a que está sometido el acuífero semiconfinado, para agua potable y uso industrial.

En la zona subsaturada, la materia orgánica se degrada por actividad biológica, generando aminas las que producen nitrógeno orgánico y éste a su vez pasa a NO_2^- y a NH_4^+ , que son inestables y se oxidan rápidamente para formar NO_3^- , que es la forma más estable y móvil de la materia nitrogenada.

En el **campo**, los NO_3^- derivan de fertilizantes a base de abonos, sulfato de amonio o urea, en los sitios cultivados y de la bosta y orín existentes en corrales, tambos, feed lots y en la vecindad de bebederos. También es común encontrar tenores altos de NO_3^- , derivados de los pozos ciegos que se utilizan para las descargas fecales de las viviendas rurales. En general este tipo de contaminación es puntual o localizada, particularmente la vinculada a corrales y pozos ciegos.

En la faja cultivada que rodea a La Plata, también tiene carácter local, pese a que la carga de materia orgánica y nitrogenada que se aplica al suelo para mejorar su productividad es alta.

La **industria** que produce alimentos, la que faena, la que embute carnes y la que procesa y fabrica productos lácteos, genera desechos con alta proporción de materia orgánica, que si no son adecuadamente tratados y dispuestos, darán lugar a la formación de NO_3^- , que pueden contaminar al agua subterránea luego de atravesar la zona subsaturada.

6.3.2. Pesticidas o plaguicidas

Se agrupa con estas denominaciones a los herbicidas, insecticidas y fungicidas. Se trata de sustancias químicas de composición muy diversa, en general de carácter orgánico y de alta toxicidad aún en muy bajas concentraciones (ug/l).

Los pesticidas se pueden clasificar en: **organoclorados**, altamente tóxicos y persistentes en el suelo y los vegetales; **organofosforados**, también tóxicos, pero con alta movilidad y baja persistencia y los **carbamatos**, cuyo comportamiento en el suelo es similar a los organofosforados.

Organoclorados (OCI). Se caracterizan por un importante efecto residual (persistencia) y por su baja solubilidad y movilidad. Justamente el efecto residual y su alta toxicidad, agravada por el efecto acumulativo en el organismo, hizo que algunos fueran prohibidos en los países del Norte, como el DDT, que es uno de los más conocidos. Actualmente en Argentina, está prohibido el uso de todos los organoclorados.

Felizmente, los OCI están compuestos por moléculas grandes por lo que son fijados con facilidad en el suelo, especialmente por las partículas arcillosas. Ello inhibe su movilidad y hace muy difícil que puedan atravesar la zona subsaturada y alcanzar al agua subterránea. En sitios donde la zona de aireación es delgada (menos de 2 m) y compuesta por material aluvial mediano y grueso (arena, grava) los organoclorados pueden llegar hasta el agua freática. Otros OCI usados con frecuencia como plaguicidas son el Aldrín, Dieldrín, Heptacloro y Lindano, todos con vidas medias o persistencia en el suelo del orden de años.

Organofosforados (OP). Son más solubles y móviles que los OCI, pero mucho menos persistentes. Los más utilizados son: Malatión, Paratión, Fentión y Dimetoato. Sus vidas medias en el suelo van de semanas a meses.

Carbamatos (Cb). Son los más solubles y se comportan de manera similar a los OP, tanto en movilidad como en persistencia. El más empleado es el Carbaryl.

En el cuadro 5, se indican los plaguicidas más utilizados en Argentina, el índice de solubilidad y la persistencia en el suelo.

CUADRO 5

	solubilidad mg/l	persistencia en el suelo años
Organoclorados (OCI)		
Aldrín	180	1 – 4
Dieldrín	195	1 – 7
DDT	25	3 – 10
Heptacloro		7 – 12
Lindano	6800	
Organofosforados (OP)		días
Malatión		
Paratión		100
Fentión		
Dimetoato		122

El efecto producido por los distintos pesticidas en el organismo del hombre y de los animales es poco conocido. Sin embargo, la EPA (Environmental Protection Agency de EUA) considera que la mayoría son potencialmente cancerígenos o generadores de alteraciones en el sistema nervioso, hepático o renal y por ello, les fija límites máximos en el agua que van desde unidades de ug/l a décimas de ug/l (cuadro 6).

6.3.3. Metales pesados. Forman un grupo de compuestos poco solubles y altamente tóxicos, en bajas concentraciones. La mayoría de las normas les asigna límites de potabilidad mayores que a los pesticidas y las más severas, se refieren al Cd y al Hg (cuadros 6, 7, 8, 9, 10, 11 y 12).

Los metales pesados más comunes son Cd, Mn, Pb, Cu, Cr, Ni y Zn y derivan de contaminación, principalmente de la producida por la industria. Más raro es que tengan origen natural, generalmente en sedimentos relacionados con yacimientos metalíferos.

En general no se presentan como iones libres, sino formando complejos aniónicos asociados a compuestos orgánicos, de baja movilidad, aunque esta depende de su grado de oxidación; el Cr⁺³ p.ej. es fácilmente retenido por el terreno, pero como Cr⁻⁴ es mucho más móvil.

6.3.4. Hidrocarburos Los HC son compuestos orgánicos que por sus características, conviene tratarlos independientemente. En efecto, se diferencian de los plaguicidas, por su densidad, volatilidad e inmiscibilidad.

Si bien existen excepciones, los HC más comunes suelen ser menos densos que el agua, es frecuente que se volatilicen en mayor o menor medida y en general son inmiscibles en agua, por lo que pueden presentarse formando una fase líquida no acuosa (FLNA).

La propagación de un HC en la zona subsaturada depende de las características propias del suelo, o la roca que la forma (porosidad, permeabilidad, composición mineralógica, anisotropía, heterogeneidad, espesor) y del grado de saturación que presente, por un lado y de las propiedades del HC por el otro (densidad, viscosidad, solubilidad).

En términos generales los HC se pueden clasificar en parafínicos, nafténicos, aromáticos volátiles y aromáticos polinucleares, ordenamiento en el que acrecientan su solubilidad.

Para la propagación vertical de un HC libre, se puede utilizar la siguiente ecuación (Kozlovsky, 1984):

$$p = \frac{HCi \cdot 1000}{Ai \cdot Cs}$$

p: profundidad alcanzada por el HC (m)

HCi: cantidad de producto infiltrado (m3)

Ai: área en la que se produjo la infiltración (m2)

Cs: capacidad de retención del suelo frente al HC (l/m3)

Las magnitudes de Cs en función de la granometría de la zona subsaturada son:

grava y grava arenosa	5 l/m3
arena gruesa	8 "
arena mediana	15-25 "
arena fina y arena arcillosa	40 "

7. ZONA SATURADA

En la zona saturada sólo se presentan los estados líquido (agua) y sólido (sedimentos).

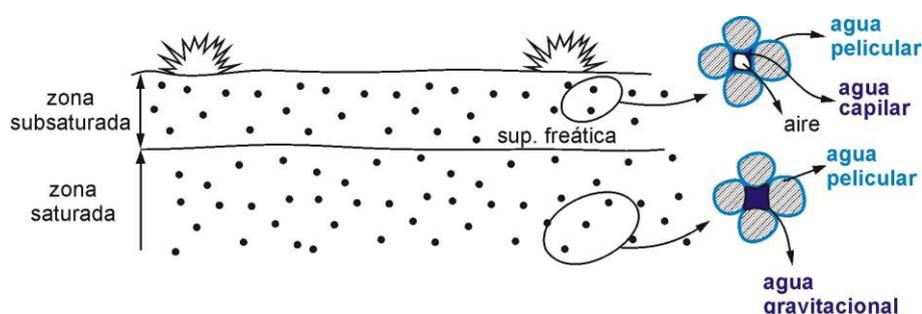


Fig. 7

El agua contenida en la zona de saturación es de dos tipos. Una prácticamente inmóvil, está adherida a la superficie de los clastos con una fuerza superior a la de la gravedad, generalmente denominada **pelicular**. La otra, que se dispone recubriendo a la pelicular, es móvil bajo la acción gravitatoria, por lo que se llama **agua gravitacional** y dado que es la que se extrae en las obras de captación, resulta la más peligrosa como medio de transporte de eventuales contaminantes (figura 8).

Fig. 8



El desplazamiento de un contaminante en el agua, está controlado por varios factores: la solubilidad, la reactividad con el agua y con el suelo, el tamaño molecular, la relación disolución - precipitación, la permeabilidad y porosidad del medio, la persistencia, la difusión molecular, la dispersión mecánica, etc.

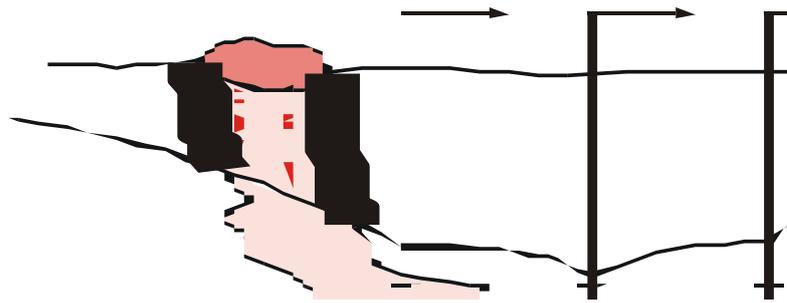
De cualquier manera, la velocidad de propagación no puede ser mayor que la del agua subterránea y el sentido seguirá al del flujo hidráulico. Algunos compuestos altamente solubles y móviles y que no reaccionan con el componente sólido (Cl^- , NO_3^-), se mueven prácticamente a la misma velocidad que el agua y por ello se los emplea como trazadores. Los NO_3^- , sin embargo, pueden ser reducidos por el medio, o por bacterias desnitrificantes que, en el caso de existir, modifican significativamente su concentración.

Dado que al tratar el tema en la zona subsaturada, se hizo referencia a los contaminantes generados por diferentes tipos de actividades y a sus características específicas, aquí se tratará sobre el comportamiento dinámico de los mismos.

En lo que hace al volumen del recurso deteriorado, se puede clasificar a la contaminación en: **puntual y difusa**.

7.1. PUNTUAL. Afecta a un volumen reducido del acuífero, extendiéndose sobre una superficie pequeña (Ej. contaminación que afecta a un pozo o a unos pocos pozos) y se caracteriza por presentar elevadas concentraciones (figura 9).

Figura 9



7.2. DIFUSA Afecta a volúmenes significativos del acuífero y en general presenta concentraciones relativamente bajas del o los contaminantes, pero es de más difícil corrección que la puntual. En el ejemplo de la figura 6, la contaminación deteriora al acuífero freático, que es el más expuesto, pero también al semiconfinado subyacente, mediante el flujo descendente a través del acuitardo. Este mecanismo es el responsable del incremento en los tenores de NO_3^- registrados en el Acuífero Puelche (semiconfinado) en el Conurbano Bonaerense y en La Plata.

La llegada de un contaminante no reactivo (no se separa del agua, ni reacciona, ni es retenido por el terreno) a un pozo, se produce luego de su pasaje a través de las zonas subsaturada y saturada.

A efectos de disponer de órdenes de magnitud respecto al tiempo de tránsito, considerando un medio isótropo y homogéneo, se pueden emplear las siguientes ecuaciones para contaminaciones de tipo puntual (Custodio, 1994):

$$T_s = E \cdot h_r / R$$

$$t_s = d \cdot m / K \cdot i$$

T_s : tiempo de tránsito por la zona subsaturada

E : espesor de la zona subsaturada

R : recarga local

h_r : humedad relativa del suelo

t_s : tiempo de tránsito por la zona saturada

d : distancia horizontal (foco - captación)

m : porosidad efectiva

K : permeabilidad

i : gradiente hidráulico

La ecuación para el medio subsaturado es demasiado simplista, pues no considera la permeabilidad vertical del mismo.

En la tabla I, se indican los tiempos de tránsito a través del medio subsaturado y saturado, para condiciones de recarga baja, media y alta (Custodio,1994)

TABLA I

Medio no saturado									
E (m)	1	1	1	10	10	10	100	100	100
R (m/año)	0,05	0,2	1	0,05	0,2	1	0,05	0,2	1
hr	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Ts (años)	2	0,5	0,1	20	5	1	200	50	10

De la tabla se desprende que, en función de los parámetros utilizados, los extremos para el tránsito en el medio subsaturado son 1 mes y 200 años. En el primer caso para una condición de recarga alta (1.000 mm/año) y reducido espesor de la zona de aireación (1 m) y el segundo, para 100 m de zona subsaturada y baja recarga (50 mm/año).

Fig. 10

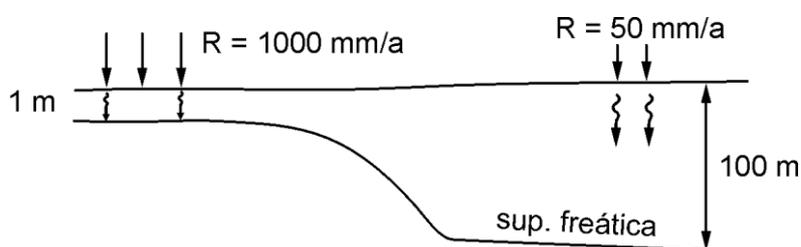


TABLA II

Medio saturado						
d (m)	10	10	10	1000	1000	1000
K (m/días)	1	10	100	1	10	100
m	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
l	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025
v (días)	100	10	1	10000	1000	100
v (años)	0,3	0,03	0,003	30	3	0,3

En la tabla II se señalan los tiempos de tránsito en medio saturado, para distancias de 10 y 1.000 m, entre el punto de ingreso y el pozo, con permeabilidades de 1, 10 y 100 m/d, porosidad efectiva del 25% y gradiente hidráulico del 2,5%,

apreciándose que el tránsito puede variar entre 1 día y 27 años, considerando condiciones extremas.

Si la contaminación es **difusa**, abarca un volumen significativo del acuífero y la relación entre las concentraciones de entrada y salida del sistema, en condición de flujo estacionario es:

$$\begin{aligned} \text{entrada} - \text{salida} &= \text{aumento en el medio} \\ c_e \cdot R - c_s \cdot R &= Vdc/dt \end{aligned}$$

R: recarga = descarga

c_e : concentración que la recarga adquiere a partir de la polución difusa (concentración de entrada)

c_s : concentración en el punto de muestreo (concentración de salida)

V: volumen de agua en el acuífero

$$tm = V/R \quad tm: \text{ tiempo medio de renovación}$$

$$(C_e - C_s)/(C_e - C_o) = \exp [1/tm (t-t_a)]$$

C_o : concentración inicial (nivel base o background)

t_a : tiempo de tránsito por la zona subsaturada

t: tiempo a partir del ingreso del contaminante al medio

La interpretación matemática del transporte de un contaminante, se puede hacer mediante las ecuaciones de **flujo y de transporte de masa**.

7.3. FLUJO

$$\text{div}(k \text{ grad } h) + F = Sv \text{ dh}/dt$$

k: tensor de permeabilidad

h: potencial hidráulico

F: término volumétrico (entrada/salida.tiempo)

Sv: almacenamiento específico

7.4. TRANSPORTE

$$m \cdot \text{div}(D \cdot \text{grad } c) - m \cdot \text{div}(V \cdot c) + Q = dc/dt$$

m: porosidad

V: veloc. intergranular del agua

D: dispersividad

t: tiempo

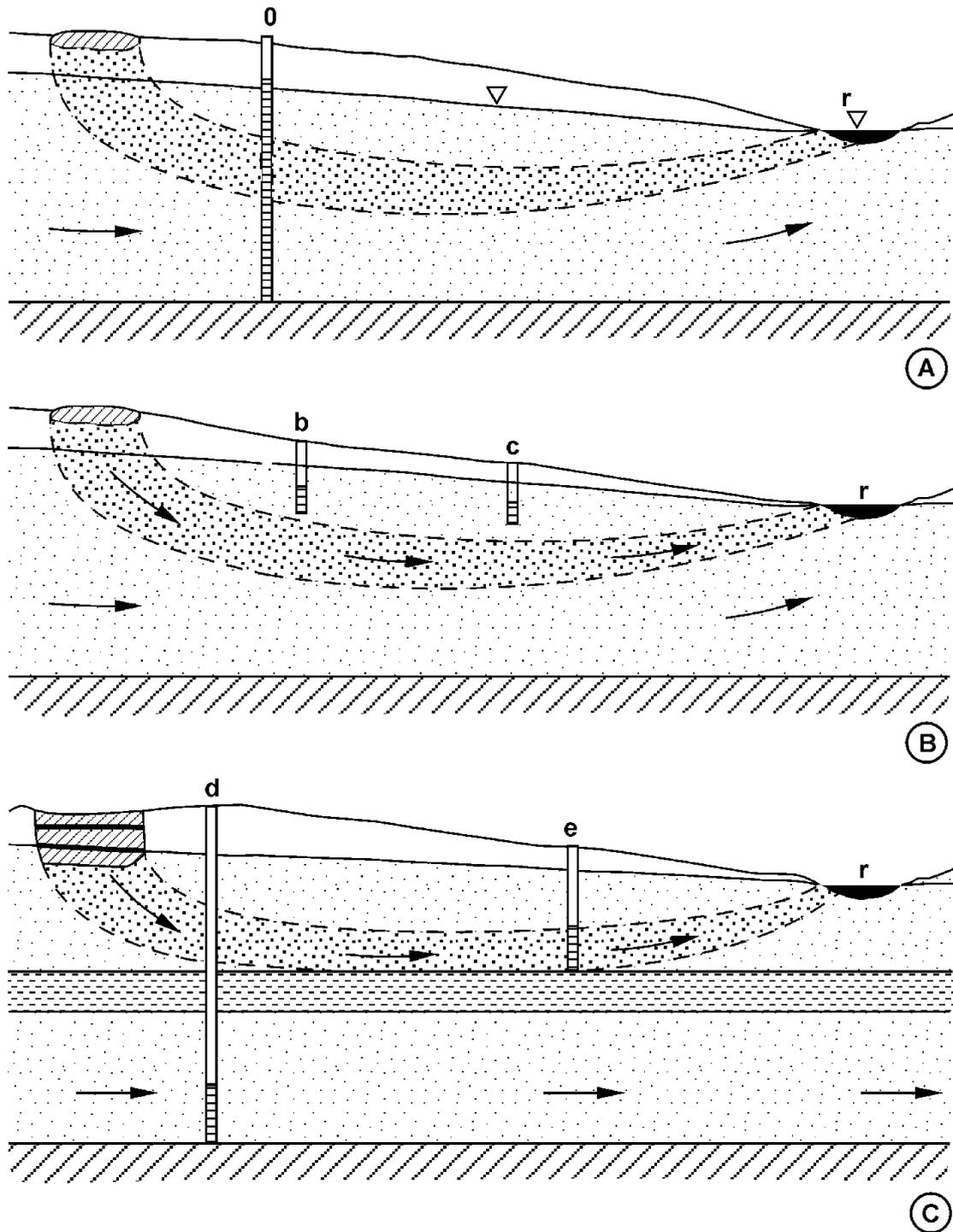
c: concentración del soluto

Q: término volumétrico del soluto por unidad de volumen del acuífero

7.5. PROPAGACION

La forma de producirse, de propagarse, de situarse y la intensidad de la contaminación, dependen de las características y ubicación de la fuente de polución, de las propiedades del contaminante (reactivo - no reactivo) de su movilidad, de la recarga y de las características del medio (permeabilidad, porosidad, anisotropía,

Fig. 11



heterogeneidad), que inciden en las del agua (gradiente hidráulico, velocidad de flujo). Por ello, existe una variedad muy grande de situaciones, en realidad una para cada caso, lo que hace muy difícil realizar generalizaciones. Sin embargo, se hará mención a las más frecuentes.

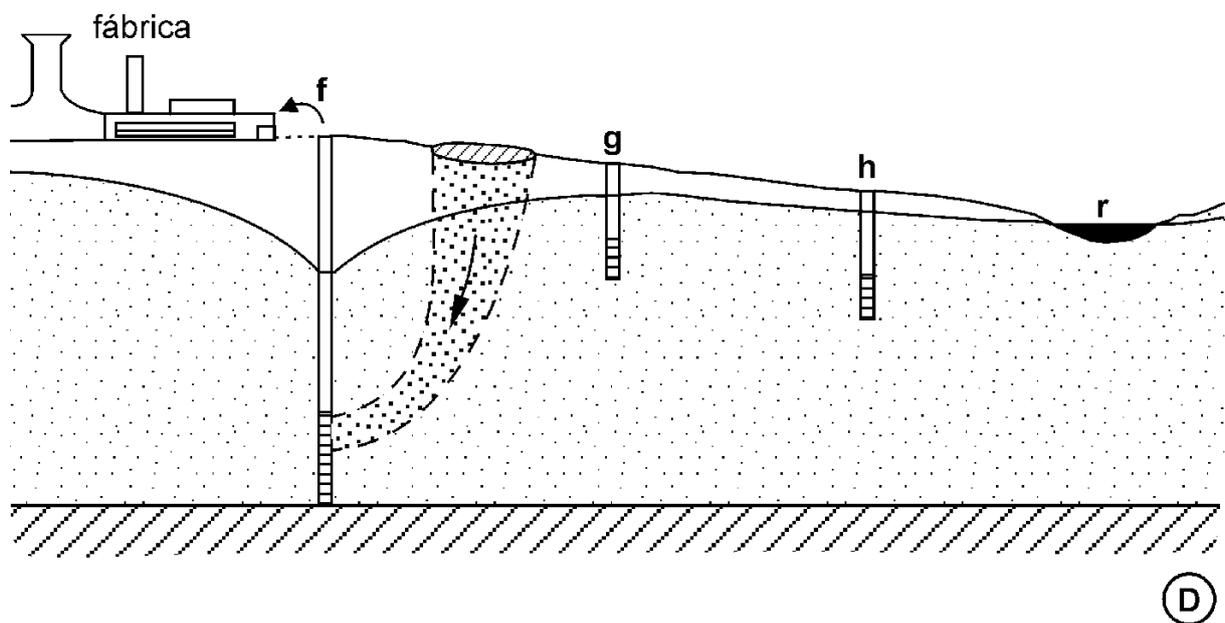
En la figura 11 (Custodio, 1994), se aprecia la propagación de un contaminante localizado o focalizado, a través de un acuífero libre, siguiendo el sentido principal del flujo.

El pozo **a** va a brindar una muestra bastante diluida en la concentración del contaminante, particularmente si se la extrae por bombeo, debido a la longitud del filtro (A).

Los pozos **b** y **c** (B), no registran contaminación alguna, toda vez que su profundidad es menor a la que se ubica la pluma de contaminación.

El pozo **d** tampoco detecta contaminación, pues capta de un acuífero subyacente, pero sí lo hará el **e** más alejado de la fuente (C).

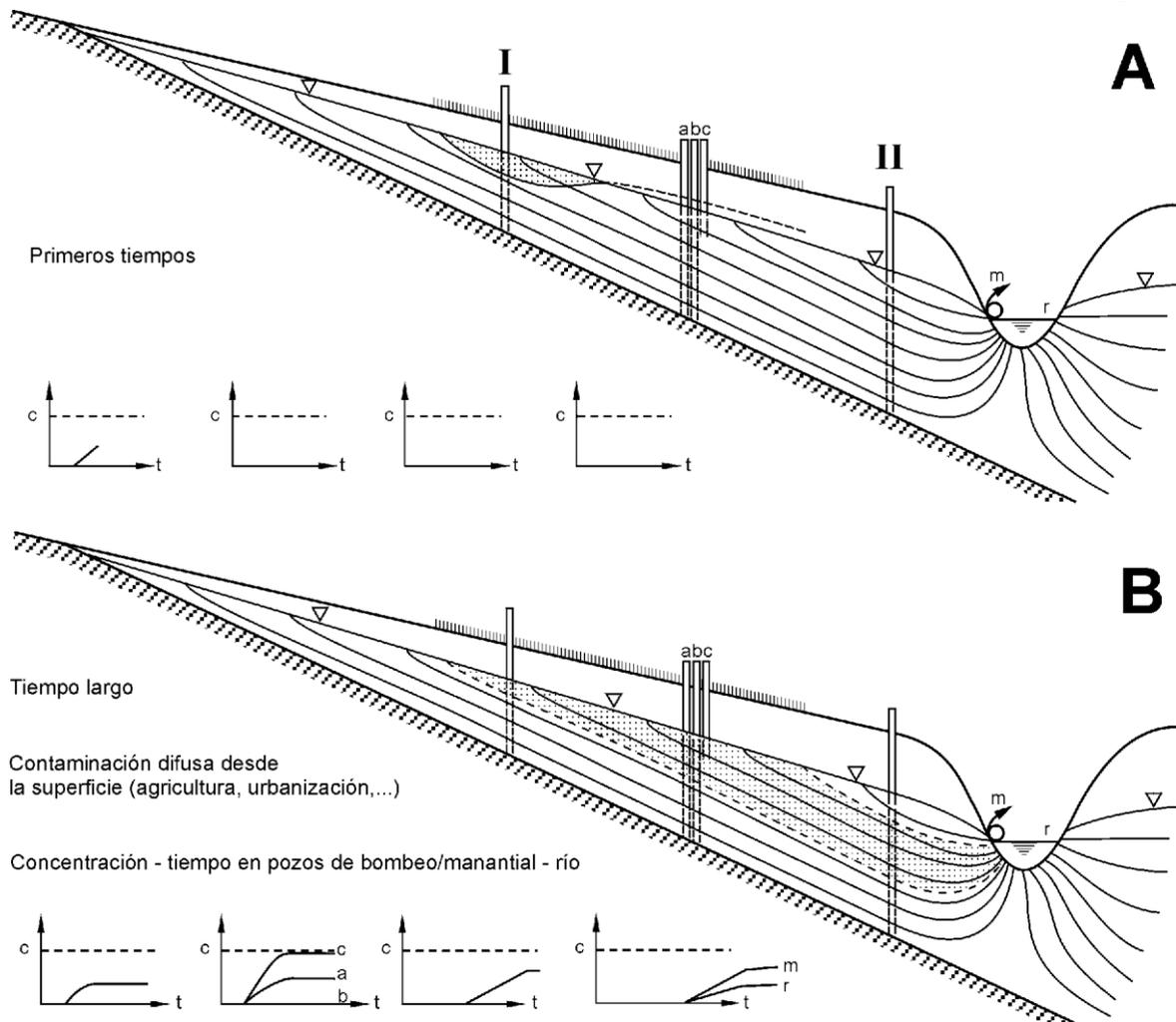
Finalmente en (D), el bombeo industrial invierte el sentido del flujo, evitando la llegada del contaminante al río, al menos mientras se mantenga el cono de depresión.



En la figura 12 (Custodio, 1994), se ejemplifica la evolución de un pluma de contaminación agrícola. Luego de alcanzar la superficie freática, el contaminante comienza a migrar en dirección del flujo; la dispersión mecánica y la difusión molecular permiten, junto con la persistencia de la entrada al medio, el incremento en el volumen de la pluma. Para tiempos cortos (A), el único pozo que detecta la contaminación y bastante diluida por su posición es el I. El grupo de los pozos (a b y c), el manantial y el río, no registran contaminación alguna. Para tiempos largos (B),

la propagación de la pluma crece llegando al manantial y al río. En el grupo de pozos, el **a** observa una concentración diluida, el **b** no resulta afectado y el **c** registra la contaminación sin dilución. En el pozo II también se muestrea mezcla de agua contaminada y sin contaminar.

Fig. 12

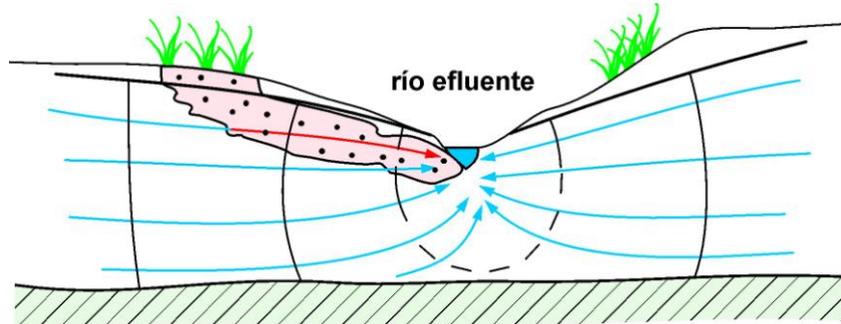


Efecto de contaminación difusa (agrícola) en un acuífero libre homogéneo. Primero debe penetrar la contaminación a través del medio no saturado, y el medio saturado es alcanzado en primer lugar allí donde el espesor del medio no saturado sea menor (o la recarga sea mayor). El río (r) y los manantiales (m) reciben la contaminación diferida y diluída. El pozo mas aguas arriba es el primero en detectar el efecto poco diluído a causa de la mezcla vertical que produce. En el grupo a, b, c, el pozo **a** produce una mezcla, el **b** no resulta afectado y el **c** acaba recibiendo la contaminación sin dilución. Los gráficos indican la evolucion temporal de concentraciones.

La relación de potenciales hidráulicos entre el agua superficial y la subterránea, controla la posibilidad de que se produzca contaminación de una de ellas, a partir de la otra.

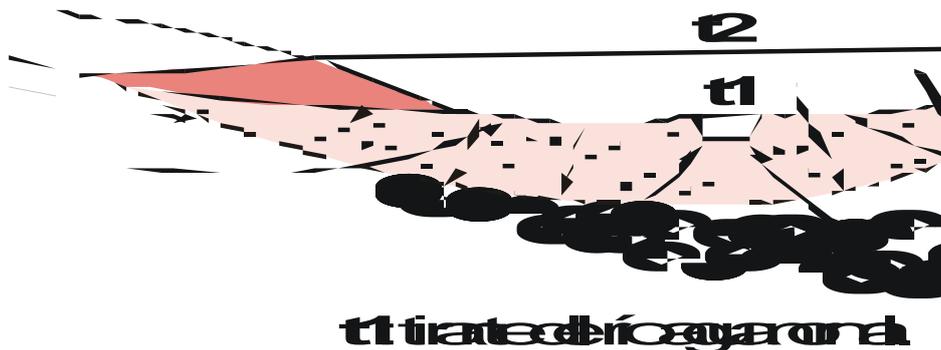
Así, si el río es **efluente** (recibe aporte subterráneo), no es posible que exista contaminación difusa del agua subterránea a partir de la superficial, pero sí de esta

Fig. 13



última, como resultado del aporte subterráneo (figura 13). Solamente puede producirse contaminación localizada en la vecindad de las márgenes, si el tirante del río sube y se invierte la relación de potenciales hidráulicos (figura 14).

Fig. 14



Cuando el río retorna a su tirante normal, la condición hidráulica vuelve a la indicada en la figura 13.

El agua subterránea corre peligro cierto de contaminación a partir del agua superficial, si el río es influente (figura 15).

Fig. 15

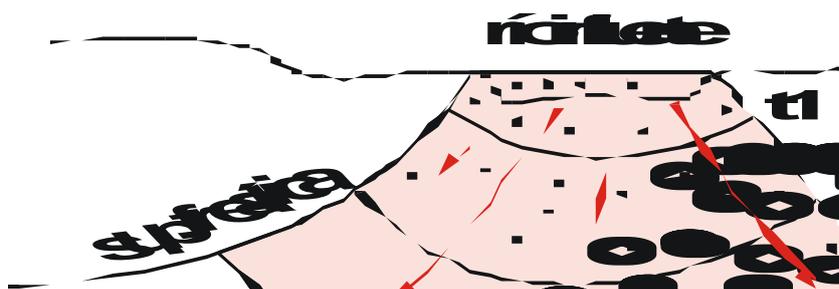
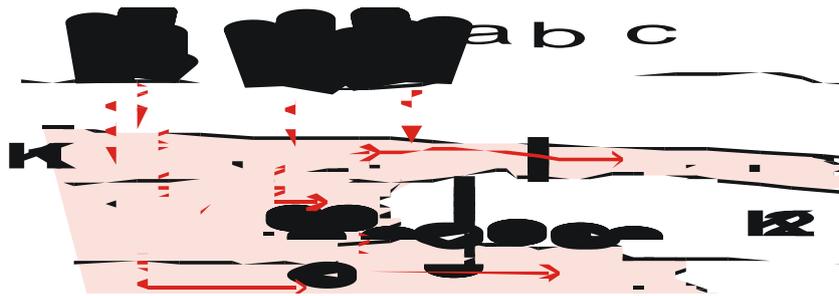


Fig. 16

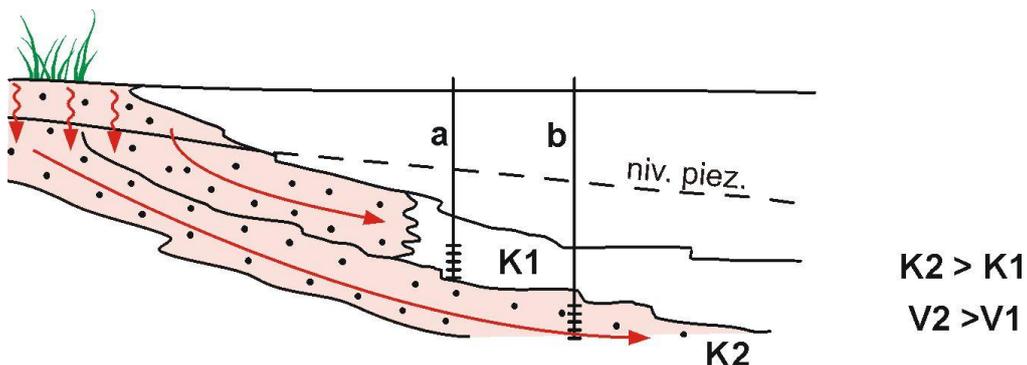


En un acuífero heterogéneo como el de la figura 16, la contaminación difusa desde superficie, se propaga con relativa facilidad a través del medio 1. Parte de ella llega al medio 2, donde la velocidad disminuye notoriamente debido a su baja permeabilidad. En 3, por el aumento de la permeabilidad, vuelve a incrementarse la velocidad de propagación.

El pozo (b) registra la pluma de contaminación en un tiempo (t_1) pero no el (a), más cercano a la fuente de polución debido a la baja velocidad de propagación en el medio 2. El 3, más profundo, pese a manifestar un retardo respecto al medio 2 frente al flujo vertical, presenta un mayor desplazamiento lateral de la pluma, que es identificada por el sondeo (c), en un tiempo t_2 , mientras que el sondeo (a), aún no la registra. En caso de cesar el ingreso de contaminantes al sistema subterráneo, la recarga será mucho más activa en los medios 1 y 3, lo que dará lugar a una disminución relativamente rápida de la contaminación por dilución. El medio 2, debido a su baja dinámica, recibirá menor aporte y por ende el proceso de dilución será bastante más lento, lo que permitirá una mayor persistencia de la contaminación.

En un acuífero confinado, la polución puede producirse en el ámbito de recarga, generando contaminación difusa. Como en el caso anterior, si el acuífero es heterogéneo y la unidad geológica presenta estratificación gradada, casi seguramente $K_2 > K_1$ y la velocidad de propagación por el medio 2 ($V_2 > V_1$), por lo que la pluma avanza más rápidamente en 2 que en 1 y es detectada antes en el pozo b (figura 17).

Fig. 17



Si finaliza el aporte de contaminantes, en el pozo **a** se seguirá registrando la contaminación bastante tiempo después de su desaparición en el sondeo **b**.

Los ejemplos demuestran claramente la incidencia que ejerce el medio (mayor o menor heterogeneidad) y la dinámica del agua subterránea, en los procesos de contaminación y lo complicado que resulta detectarla y cuantificarla.

Por ello, para lograr un seguimiento adecuado (monitoreo) es necesario conocer las características y el comportamiento hidrogeológico de los acuíferos y de sus unidades asociadas.

Un caso particular, es el de los hidrocarburos, dado que la mayoría son inmiscibles (forman una fase líquida no acuosa). Muchos son menos densos que el agua (flotan), pero también los hay más pesados (solventes orgánicos - triclorobenceno, tricloroetileno, tetracloruro de carbono, etc).

En el primer caso (figura 18) los HC, luego de atravesar la zona subsaturada, llegan a la saturada, dejando una **mancha** en la primera, de hidrocarburos inmóviles (saturación irreductible). La mancha origina la contaminación del agua que se infiltra, debido a que una fracción de los HC es soluble.

Una vez instalada sobre el agua freática, la acumulación de HC se desplaza lateralmente arrastrada por el flujo hidráulico, pero a una velocidad bastante menor que el agua, relación en la que influye notoriamente la viscosidad del HC.

La oscilación de la superficie freática desplaza verticalmente al HC, dando lugar a una mancha que puede ubicarse por encima o por debajo del nivel del agua subterránea (figura 19). Esta situación se magnifica cuando la superficie hidráulica está influenciada por el bombeo (figura 20).

Fig. 18

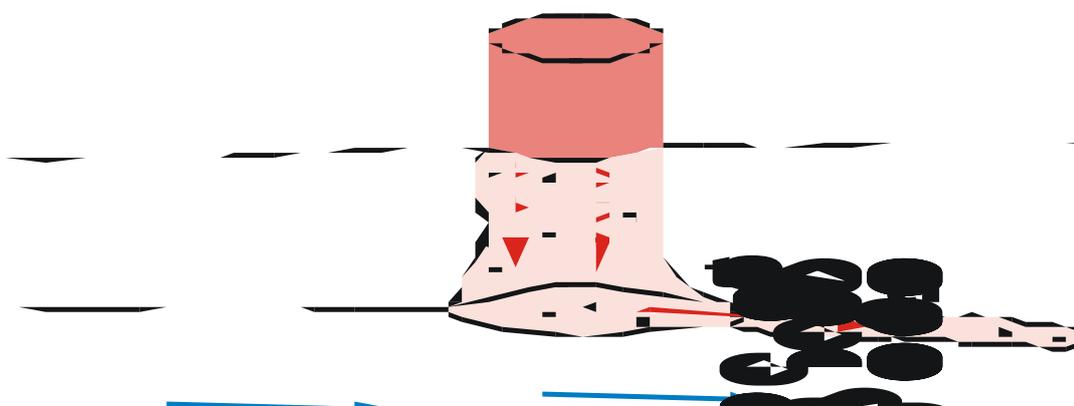


Fig. 19

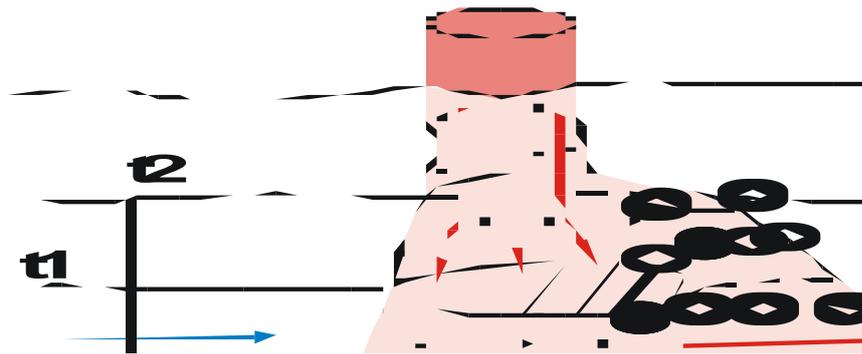
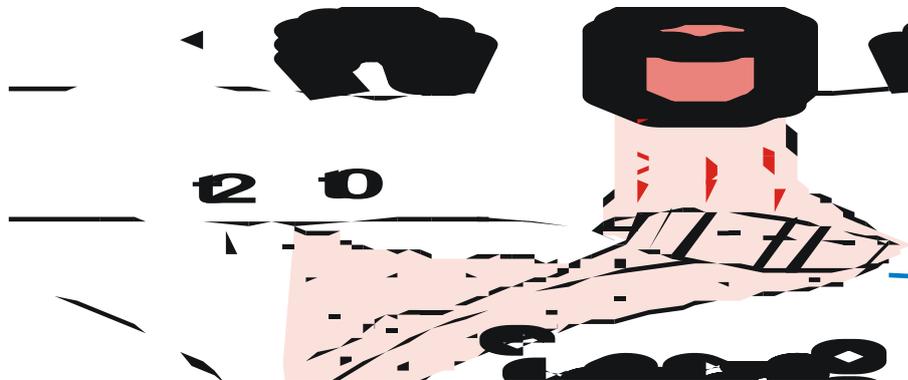


Fig. 20



En el punto 6.3.4 se mencionó la ecuación para estimar la propagación vertical de un HC en la zona subsaturada y seguidamente se desarrolla otra, empleada por el mismo autor, para establecer la propagación areal de un HC en su fase líquida, sobre la superficie freática o la franja capilar.

$$A_g = (V_i - V_s) \cdot 1000/D_o$$

$$V_s = A_i \cdot H \cdot u_o/1000$$

A_g : superficie de propagación de la fase líquida de HC (m²)

V_i : cantidad de HC infiltrado (m³)

V_s : cantidad de HC retenido en la zona de pasaje (m³)

D_o : espesor del HC sobrenadante (mm)

A_i : área en la que se produjo la infiltración (m²)

H : espesor de la zona subsaturada (m)

u_o : capacidad de retención del suelo seco frente al HC (l/m³)

La permeabilidad del medio frente a un HC varía notoriamente respecto del agua. De cualquier manera, un HC puede fluir si su saturación residual llega alrededor del 20%, índice bastante similar al que necesita el agua (20 al 22%)

En términos generales se pueden asumir las siguientes permeabilidades para HC, en función de los respectivos índices de saturación:

índice de saturación con HC: 80, 60, 45 y 20%, permeabilidad relativa: 75, 45, 23 y 0% respectivamente.

8. PROTECCIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA FRENTE A LA CONTAMINACIÓN Y AL AGOTAMIENTO

Las medidas para proteger al agua subterránea de la contaminación, están orientadas a prevenirla, a eliminar sus consecuencias y a preservar su calidad, para asegurar un uso efectivo de la misma.

Dado que la contaminación del agua subterránea está íntimamente relacionada con el estado del agua superficial, la atmósfera, la lluvia y el suelo, su protección debe encararse al mismo tiempo y sobre la base de pautas que apunten a la preservación del ambiente en forma global.

8.1. Medidas

Dentro de las medidas de naturaleza técnica, se pueden citar:

- * creación de sistemas cerrados para la disposición de residuos líquidos industriales y urbanos.
- * empleo de tecnología limpia o que genere pocos residuos.
- * tratamiento de las aguas servidas.
- * verificación y reparación de pérdidas en los sistemas de saneamiento (desagües cloacales).
- * aislamiento de las aguas contaminadas respecto de las aptas.
- * desactivación y reemplazo de los pozos ciegos o fosas sépticas por redes cloacales.
- * eliminación o purificación de emisiones gaseosas y humos.
- * limitación en el empleo de fertilizantes y pesticidas en la actividad agropecuaria.
- * creación de territorios especiales para la preservación del agua y de los otros recursos naturales (suelo, aire, biota).

La experiencia indica que la restauración de la calidad de un acuífero deteriorado por el ingreso de uno o varios contaminantes, constituye una tarea sumamente complicada en el aspecto técnico y generalmente de elevado costo. Es prácticamente imposible restaurar un acuífero a su condición original y con frecuencia, ni siquiera se logra recomponerlo para las exigencias que requiere el uso. En definitiva, es válido para los recursos naturales en general y para el agua

subterránea en particular, el apotegma de la medicina: **es preferible prevenir que curar.**

En este sentido, no debe olvidarse la escasa dinámica que posee el agua subterránea si se la compara con el agua superficial o el aire, por lo que los procesos de contaminación insumen tiempos prolongados para producirse y manifestarse (años, decenios, centenios y hasta milenios), pero también para mejorar su condición frente a la polución. Por ello, en la generalidad, es mucho más sencillo y rápido, restaurar la calidad de un río que la de un acuífero.

Otros factores trascendentes en la prevención para evitar el deterioro del agua subterránea, son las normas, regulaciones y leyes, que traten sobre la utilización, las concentraciones máximas admitidas para diferentes usos y las cargas de contaminantes permitidas en los efluentes industriales, urbanos y agrícolas.

8.2. Monitoreo

El primer paso para un adecuado sistema de prevención hidrogeológico, es la instalación de una **red para el monitoreo** de niveles y calidad del agua subterránea. El término monitoreo implica seguimiento y por lo tanto, se refiere a mediciones y muestreos reiterados (periódicos). La periodicidad del monitoreo, depende de variados factores: régimen de flujo (natural o artificial - extracción); fuentes reconocidas o potenciales de contaminación (ubicación y características), carga, movilidad, persistencia y toxicidad de los contaminantes; tamaño del acuífero; comportamiento hidráulico (libre, semiconfinado o confinado); características y espesor de la zona subsaturada; características y posición de la zona de recarga y profundidad de los acuíferos semi y confinados; relación exceso - déficit y periodicidad de la recarga; etc.

La mayoría de estos factores incide también en la distribución y separación de los pozos para monitoreo, cuya principal virtud consiste en que sean hábiles para brindar valores representativos de los potenciales hidráulicos y para permitir un muestreo que también sea representativo de la calidad del acuífero.

La condición señalada, no sólo debe cumplirse espacialmente, sino también en el tiempo y en este sentido, los pozos que integren la red, debe elegirse teniendo presente el lapso previsto para el monitoreo de forma de disponer de puntos estables, que permitan una fácil medición y muestreo. Además deberán tener libre acceso en los momentos elegidos para los registros.

Los requerimientos mencionados no son fáciles de cumplimentar, especialmente en las redes que se utilizan para monitorear a nivel regional (más de 50.000 hectáreas), dado que para esta tarea, generalmente se emplean pozos

existentes, construidos con otra finalidad (agua potable, riego, uso industrial o doméstico, etc).

Pozos exclusivamente para monitoreo, suelen perforarse en acuíferos bajo explotación, o en terrenos industriales, o en la cercanía de basurales, pero cubriendo superficies mucho menores que la citada (hectáreas a cientos de ha).

En estos casos, lógicamente el espaciado es mucho menor y aunque éste depende, como ya se dijo, de variados factores, a título ilustrativo se puede señalar que para un monitoreo regional es satisfactorio contar con 1 pozo cada 500 a 2.000 ha, mientras que para otro local, particularmente para monitorear hidrocarburos, es necesario disponer de 2 a 5 pozos por ha.

Además del tamaño del ámbito a monitorear, el número y la distribución de los pozos, depende en gran medida de la dinámica del acuífero y más específicamente de la dinámica del agua contaminada.

Es muy conveniente detectar el límite entre el agua contaminada y la que no lo está, para conocer su desplazamiento espacial y temporal. Para ello, se eligen o ubican pozos en secciones caracterizadas por ambos tipos de agua.

Si el acuífero es confinado o semiconfinado, debe asegurarse la aislación entre éstos y el freático, que normalmente es el más expuesto a la contaminación. En los acuíferos semiconfinados, con filtración vertical descendente, es común la contaminación difusa a través de los acuitardos y no por mala aislación o estado de las cañerías (caso del Acuífero Puelche en el Conurbano y en La Plata).

Otro elemento a tener muy en cuenta, es la técnica para el muestreo y preservación de las muestras.

En efecto, algunos contaminantes se presentan en concentraciones muy bajas (millonésimas de gramo por litro) y aún así son altamente tóxicos (plaguicidas, metales pesados, hidrocarburos alifáticos, HC aromáticos, sustancias radiactivas). Por ello, el muestreo debe efectuarse con sumo cuidado, empleando el equipamiento y el instrumental adecuado para cada caso, con el objeto de evitar pérdidas (HC aromáticos volátiles), o la introducción accidental de la misma sustancia que se quiere detectar (bomba o roscas lubricadas con aceite, si se va a determinar HC).

El personal debe estar bien aseado, con ropa limpia y el manipuleo debe efectuarse con suma precaución.

En los casos de determinaciones analíticas con precisión de ug/l, no es conveniente reiterar el uso del equipo de muestreo; o sea, se utiliza un equipo diferente en cada pozo, para evitar la contaminación cruzada. En estos casos es conveniente establecer el fondo o background ambiental para deducirlo de las concentraciones del contaminante registradas en el agua. Esta práctica se emplea

corrientemente cuando se muestrea para HC totales o metales pesados, en las refinerías o plantas de almacenamiento de HC.

Las muestras, para determinar el fondo del contaminante, se llaman "blancos" y en general son de agua destilada.

Las muestras tomadas en los sondeos, deben disponerse en recipientes que se adecuen a sus características p.ej. para preservar HC, el envase debe ser de vidrio color caramelo y además, deben acidificarse con HCl hasta pH 3 y mantenerse enfriadas a unos 3° C, para evitar su degradación.

Para los metales pesados, se emplean los mismos recipientes, también se mantienen enfriados, pero luego de bajar el pH a 2 con HNO₃.

Lógicamente que la calidad del laboratorio, particularmente en la precisión que logre en la determinación de contenidos tan bajos, juega un rol preponderante en el éxito de los trabajos.

En relación al **monitoreo para establecer el estado hidráulico de un acuífero**, lo que se hace es medir periódicamente los niveles de agua en los pozos que integran la red y en el caso de existir, en los sitios donde se concentra la descarga natural p.ej. manantiales.

La variación en la posición de la superficie freática de un acuífero libre, indica variación del volumen de agua almacenada, (si asciende aumenta, si desciende disminuye), mientras que la variación en la posición de la superficie piezométrica de un acuífero confinado, si se produce por encima del techo impermeable del mismo, es producto de diferencias en la presión hidráulica.

En los acuíferos semiconfinados, la modificación en la posición de su superficie hidráulica, puede derivar de variaciones en la presión hidráulica, de cambios en el volumen almacenado, o de ambos.

Las variaciones en la reserva pueden deberse a procesos naturales (relación recarga-descarga) o artificiales (extracción).

En el primer caso, durante los períodos de exceso (recarga superior a descarga) la tendencia general es al ascenso del nivel, en los tres tipos de acuíferos. En los lapsos de déficit, sucede lo contrario. A estos cambios se los denomina estacionales porque se producen en el transcurso del año hidrológico. Otros, de mayor duración (plurianuales), derivan de ciclos climáticos secos o húmedos y normalmente abarcan varios años y aún decenios, como en Oeste de la Provincia de Buenos Aires, donde desde 1965 la precipitación está por encima de la media registrada desde 1900/65.

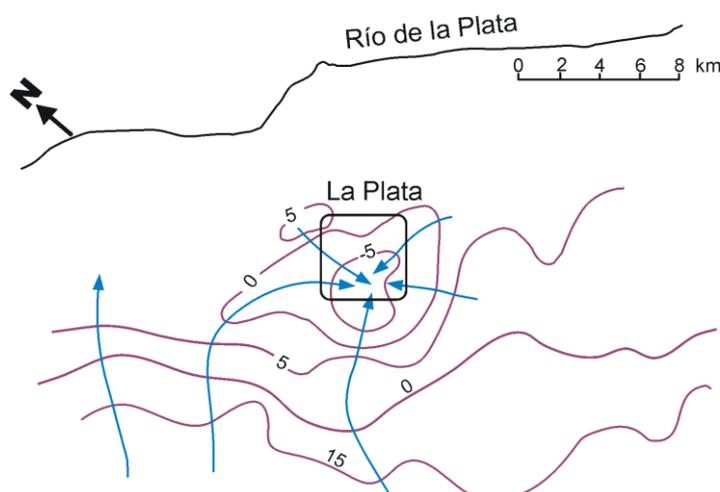
En la generalidad, las variaciones de los potenciales hidráulicos producidas artificialmente, superan con amplitud a las que se originan naturalmente.

En sitios sometidos a extracción para consumo humano, riego o uso industrial, la tendencia es declinante y si la disminución de la reserva resulta significativa, se dice que el acuífero está sobreexplotado.

En definitiva, el objetivo principal del monitoreo hidráulico, es efectuar un seguimiento de la evolución del agua almacenada. Para ello, los niveles deben medirse en reposo, o sea sin que haya incidencia del bombeo. Lamentablemente, en la mayoría de los centros urbanos que se abastecen con agua subterránea esto resulta prácticamente imposible, debido a que los pozos funcionan en forma continuada y en el mejor de los casos, sólo se puede sacar temporariamente de servicio a algunos de ellos. En estos lugares, la red de flujo subterráneo presenta una marcada distorsión, con fuertes cambios en los gradientes y en las velocidades y con la aparición de las formas hidráulicas que tipifican a la extracción (conos de depresión). Los pozos de observación para el monitoreo deben ubicarse de manera que permitan definir las características de los conos de depresión (extensión lateral y vertical, gradientes hidráulicos), pero también de los ámbitos vecinos no distorsionados por el bombeo.

Esta será la única manera de poder cuantificar, conociendo la magnitud de otro parámetro hidráulico trascendente (transmisividad), el caudal que ingresa al o a los conos de depresión, para comparar dicho caudal con el que se extrae por bombeo, a fin de establecer la relación entre ambos. En la figura 21 se representa la red de flujo ocasionada por la extracción para el abastecimiento de agua potable a La Plata (50 hm³/a). El embudo hidráulico está delimitado por la equipotencial de 0 m que tiene una longitud de 32 km; considerando además el gradiente hidráulico ($6,1 \cdot 10^{-3}$) y la transmisividad medios (550 m²/d), el caudal que ingresa al cono a través de la línea de 0 m es de 107.000 m³/d (39 hm³/a).

Fig. 21



8.3. Vulnerabilidad

Desde que Margat (1968) introdujera el término “vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación”, se han sucedido numerosas definiciones, calificaciones y metodologías sobre el mismo, en muchos casos orientadas a su representación cartográfica.

Hasta la fecha, sin embargo, no se ha logrado consenso sobre el alcance del término y en este sentido, existen dos grandes corrientes.

Una está representada por aquellos investigadores que consideran a la vulnerabilidad como una propiedad referida exclusivamente al medio (tipo de acuífero y cobertura, permeabilidad, profundidad, recarga, etc.), sin tener en cuenta la incidencia de las sustancias contaminantes (vulnerabilidad intrínseca) y en la otra orientación, se agrupan los que sí le otorgan, además del comportamiento del medio, trascendencia al tipo y carga del contaminante (vulnerabilidad específica).

También existen divergencias respecto a la utilidad de las representaciones cartográficas y a si la vulnerabilidad debe mantenerse en un marco cualitativo o pasar a otro cuantitativo. En este sentido en el Congreso XXIX del IAH, realizado en Bratislava en 1999, se produjo una fuerte controversia entre las escuelas alemana y checa, al sostener la primera la necesidad de adecuar nuevas metodologías para transformar a la vulnerabilidad en una variable cuantitativa, mientras que los checos propiciaron el mantenimiento del alcance cualitativo del término, debido al inconveniente que implica la asignación de magnitudes representativas a los componentes y procesos que inciden en la vulnerabilidad.

Aquí se hace una breve referencia a las definiciones, a los componentes y a los métodos más difundidos para caracterizar a la vulnerabilidad del agua subterránea respecto a la contaminación y se proponen dos nuevos; uno para acuíferos libres y otro para semiconfinados.

8.3.1. Definiciones

Vrba y Zaporozec (1994) definen a la vulnerabilidad como “una propiedad intrínseca del sistema de agua subterránea que depende de la sensibilidad del mismo a los impactos humanos y/o naturales”. De la definición se desprende que los autores incluyen en la misma tanto al sistema subterráneo como a los contaminantes y dentro de estos a los artificiales y a los naturales.

Foster e Hirata (1991) dicen que la “vulnerabilidad del acuífero a la contaminación, representa su sensibilidad para ser adversamente afectado por una carga contaminante impuesta”. En este caso al citar a una carga contaminante impuesta, los autores parecen referirse solamente a una contaminación de origen artificial.

Custodio (1995) señala: “la vulnerabilidad a la polución expresa la incapacidad del sistema para absorber las alteraciones, tanto naturales como artificiales”. Vuelven a aparecer aquí procesos naturales y/o artificiales, como potenciales generadores de la alteración.

Carbonell (1993) define la vulnerabilidad a la contaminación, como la tendencia de los contaminantes a localizarse en el sistema de agua subterránea, luego de ser introducidos por encima del acuífero más somero. En este caso el autor considera solamente la acción de los contaminantes.

EPA (1991) hace referencia a la vulnerabilidad subterránea respecto a un plaguicida, como la facilidad con que un contaminante aplicado en la superficie, puede alcanzar al acuífero en función de las prácticas agrícolas empleadas, las características del plaguicida y la susceptibilidad hidrogeológica. Esta definición incorpora, además de las condiciones del medio, las propiedades del contaminante y las prácticas de cultivo (vulnerabilidad específica).

Otro concepto íntimamente asociado a la **vulnerabilidad** es el de **riesgo** a la contaminación, aunque este también genera diferencias en su definición, utilidad y técnicas para el mapeo.

Algunos autores (Foster, 1987) definen al riesgo como el peligro de deterioro en la calidad de un acuífero, por la existencia real o potencial de sustancias contaminantes en su entorno. Otros (Vrba y Zaporozec, 1994) lo asimilan a la vulnerabilidad específica, que se refiere al peligro de contaminación del agua subterránea respecto a un contaminante o familia de contaminantes de características y comportamientos similares (nitratos, hidrocarburos livianos o pesados, plaguicidas, materia orgánica, fenoles, metales, etc.).

En el entendimiento del suscrito la **vulnerabilidad intrínseca** tiene mayor utilidad en los trabajos de planificación de uso del territorio y del agua, particularmente en lo que respecta a la preservación de la calidad del recurso, en los sitios donde no está afectado, ni se realizan prácticas como fertilización, aplicación de plaguicidas, riego, cría concentrada de ganado, ni actividades domésticas, urbanas, o industriales, que por su intensidad pudieren afectarlo.

La **vulnerabilidad específica** incluye parcialmente el concepto de riesgo, toda vez que se refiere al peligro de deterioro en relación a sustancias contaminantes específicas.

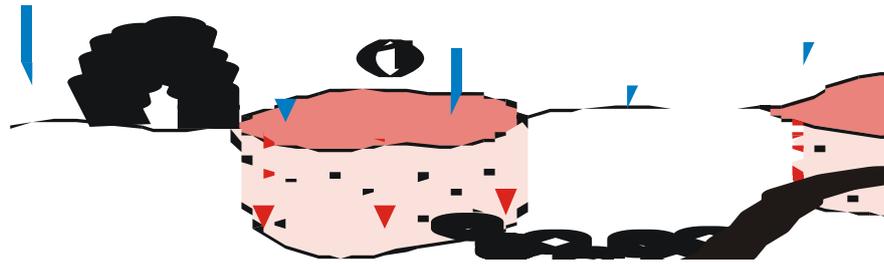
Con el objeto de clarificar, se cita un ejemplo sencillo:

- a) un depósito con puertas sin llave ni candado, ubicado en la zona rural, es muy vulnerable debido al fácil acceso; sin embargo el riesgo de hurto o robo es bajo, porque en la región no hay vándalos.

otro depósito, ubicado en la zona urbana y provisto de fuertes cerraduras, candados y ventanas enrejadas, es poco vulnerable pero de alto riesgo, debido a la presencia de delincuentes en la región.

La vulnerabilidad, es función inversa de la profundidad de yacencia (figura 22) y directa de la permeabilidad vertical (K) de la zona subsaturada (figura 23), en el caso de acuíferos libres. Los acuíferos confinados son más vulnerables en sus ámbitos de recarga y los semiconfinados dependen de la aislación que les brinden sus acuitardos.

Fig. 22



8.3.2. Acuífero libre

En (1) la profundidad a que se ubica la superficie freática, le otorga un espesor considerable a la zona subsaturada respecto a (2), hecho que favorece la fijación de algunos contaminantes y la atenuación en la concentración de otros. En (2), la cercanía del agua subterránea a la superficie y a la fuente de contaminación, hace que la atenuación de la polución en su paso por la zona subsaturada, sea poco efectiva (figura 22).

Fig. 23

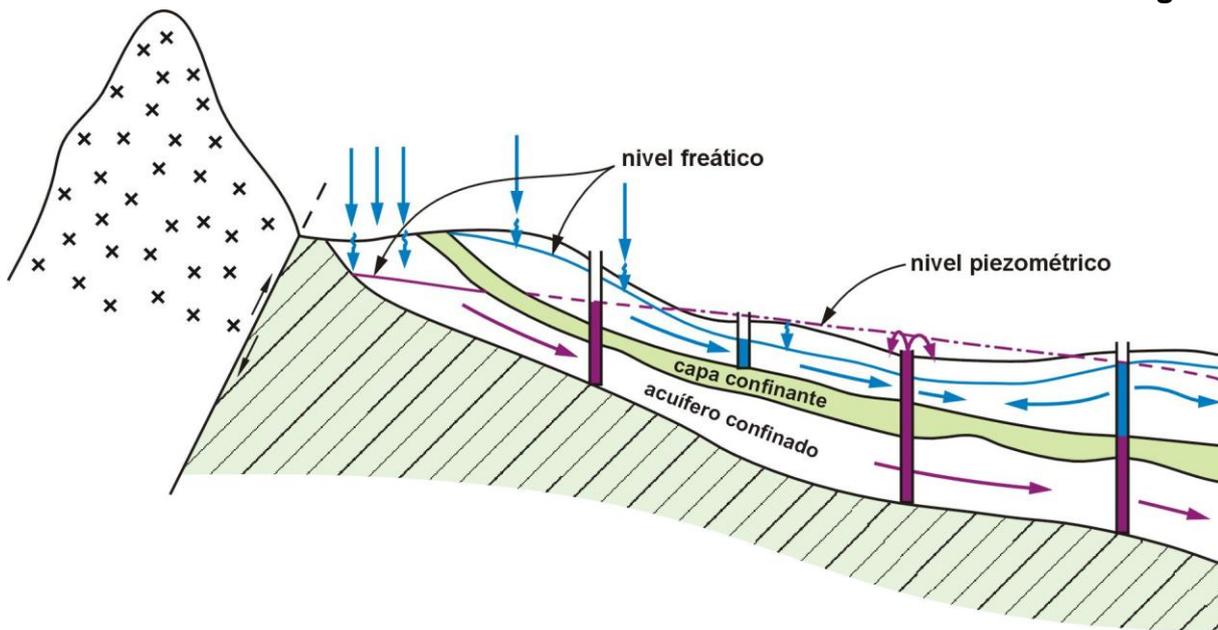


Si la permeabilidad vertical en 1 es mucho mayor que en 2 ($Kv1 \gg Kv2$) la velocidad de desplazamiento de la pluma en (1) es mucho mayor que en (2). De cualquier manera, si el aporte se mantiene y los contaminantes son suficientemente móviles y persistentes, la pluma también puede alcanzar al agua freática en (2), aunque con mayor retardo y dilución (figura 23).

8.3.3. Acuífero confinado

Está directamente expuesto en sus afloramientos que son los sitios por donde se produce la recarga. Ya en una posición alejada de la serranía, la granometría disminuye hasta hacerse muy fina (pelítica) y constituir un efectivo sellante litológico. A esto se le agrega la posición de la superficie piezométrica, que frecuentemente se ubica por encima del suelo (acuífero surgente), lo que impide el flujo vertical descendente y por ende la contaminación en profundidad (figura 24).

Fig. 24



8.3.4. Acuífero semiconfinado

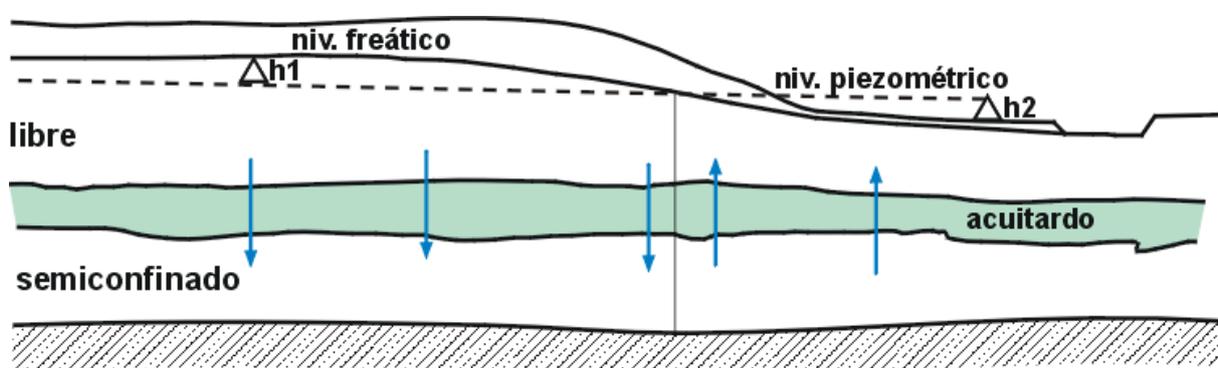
La vulnerabilidad de este tipo de acuífero, está controlada por las propiedades físicas y geométricas de los acuitardos (permeabilidad vertical, porosidad y espesor) y también por la diferencia de potencial hidráulico que guarda con el libre sobrepuesto.

Esta diferencia, que bajo condiciones de no alteración generalmente es pequeña (algunos dm a pocos m), se magnifica en los ámbitos bajo explotación, donde puede alcanzar decenas y aún centenas de metros.

En la figura 25 se señala la relación hidráulica natural con un ΔH_1 favorable al acuífero libre, que define el sector de recarga del semiconfinado y un ΔH_2 , favorable a este último que tipifica al ámbito de descarga.

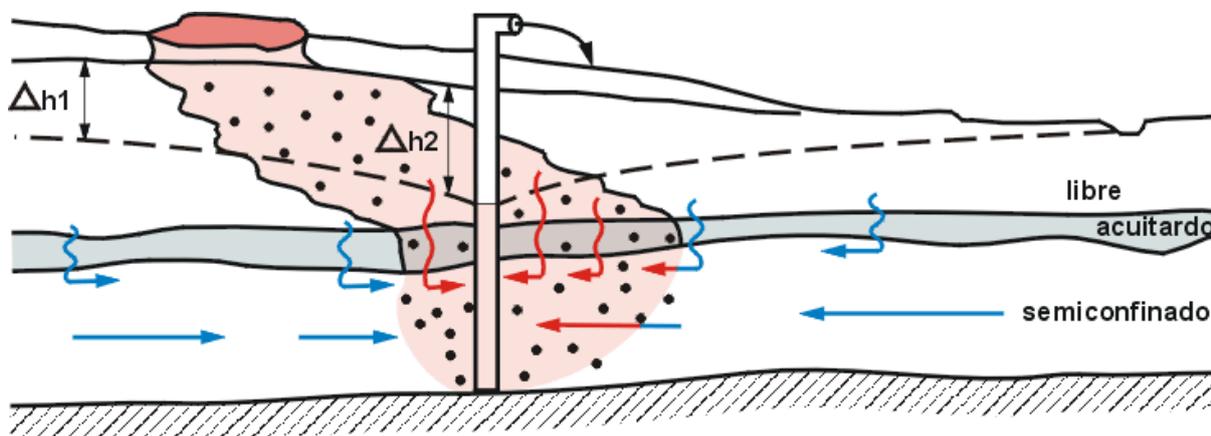
El acuífero semiconfinado sólo puede contaminarse a partir del libre en el ámbito de recarga, pero no en el de descarga.

Fig. 25



En la figura 26 la extracción generó una nueva relación hidráulica entre los dos acuíferos, cuya consecuencia más trascendente respecto a la vulnerabilidad del semiconfinado, es el descenso de su superficie piezométrica con la consecuente sobrecarga hidráulica del libre en el techo del acuitardo, lo que facilita la filtración vertical descendente y el acceso de contaminantes al semiconfinado.

Fig. 26



8.3.5. Métodos para determinar el grado de vulnerabilidad

Se citan las metodologías más empleadas para la cualificación y el mapeo de la vulnerabilidad.

DRASTIC. Fue desarrollado por Aller et al (1987) para EPA, con el objeto de evaluar la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos. Es un método de uso muy difundido, tanto para la cualificación (evaluación cualitativa) como para el mapeo y se basa en la asignación de índices que van de 1 a 10, de acuerdo a las características y el comportamiento de las variables consideradas en el acrónimo **DRASTIC**: **D** (depth - profundidad del agua freática) **R** (recharge - recarga neta) **A** (aquifer - litología del acuífero) **S** (soil - tipo de suelo) **T** (topography - topografía) **I** (impact - litología de la sección subsaturada) **C** (hydraulic conductivity - conductividad hidráulica del acuífero). El índice 1 indica la mínima vulnerabilidad y el 10 la máxima.

Además de lo expresado, a cada variable se le asigna un peso o ponderación, de acuerdo a la influencia respecto a la vulnerabilidad. Para el peso ponderado se emplean índices entre 1 y 5, adoptando los autores el mayor (5) para la profundidad del agua (D) y la litología de la sección subsaturada (I) y el menor (1) para la topografía (T).

Ambos índices se multiplican y luego se suman los 7 resultados, para obtener un valor final o índice de vulnerabilidad, cuyos extremos son 23 (mínima) y 230 (máxima), aunque en la práctica el índice dominante varía entre 50 y 200.

DRASTIC también considera la incidencia de las actividades agrícolas, en particular de los pesticidas.

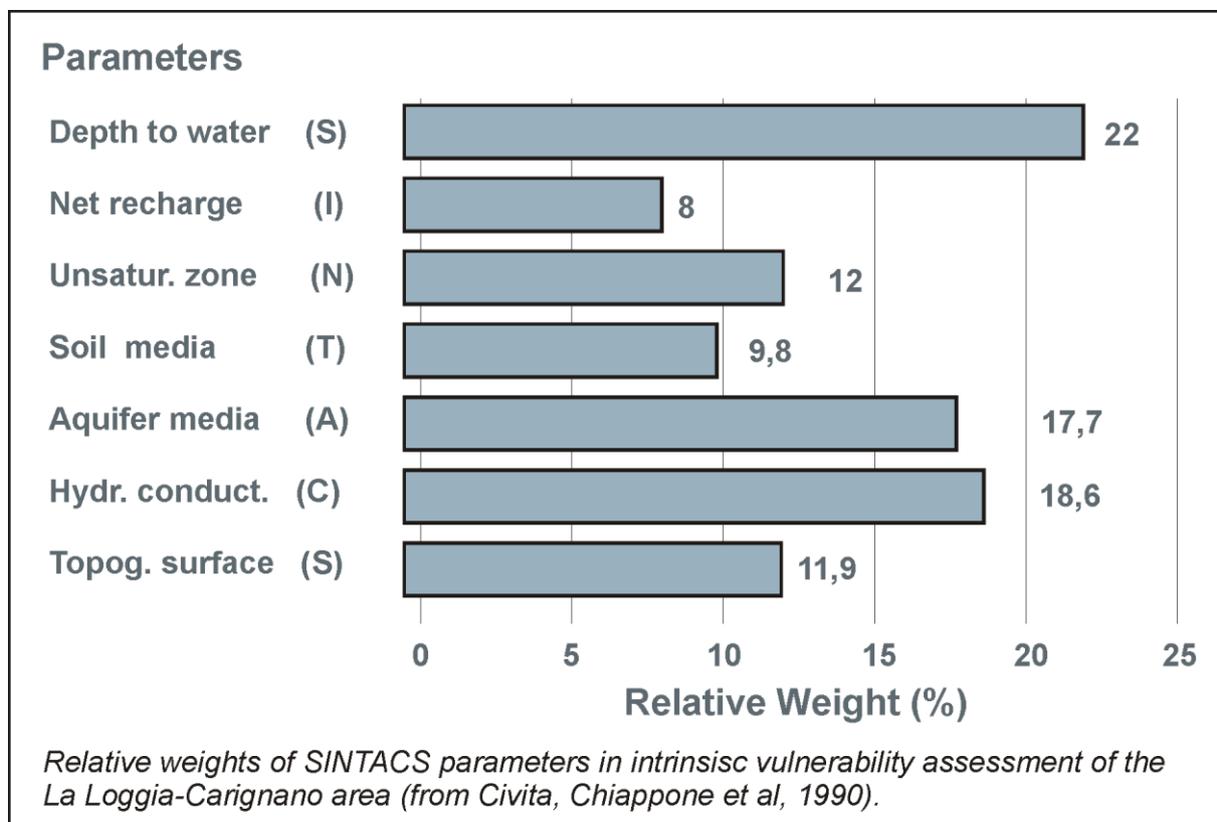
Tanto este como el resto de los métodos que aquí se mencionan, califican a la vulnerabilidad en forma cualitativa y su mayor utilidad es que permiten realizar comparaciones relativas dentro de una misma región, o entre regiones distintas.

SINTACS. Es una derivación del DRASTIC, desarrollado por Civita et al (1990) para adecuarlo a las diversificadas características hidrogeológicas de Italia y al requerimiento de un mapeo de mayor detalle. El acrónimo SINTACS comprende: **S** (soggiacenza – profundidad del agua) **I** (infiltrazione - infiltración) **N** (non saturo - sección subsaturada) **T** (tipologia della copertura – tipo de suelo) **A** (acquifero – características hidrogeológicas del acuífero) **C** (conducibilità – conductividad hidráulica) **S** (superficie topografica – pendiente topográfica).

Este método presenta una estructura compleja, tanto para la entrada de datos como para la salida, por lo que su operación se realiza mediante un programa cibernético preparado especialmente para el mismo. A las variables mencionadas, que influyen en la vulnerabilidad intrínseca, se les puede añadir la incidencia del agua superficial y el uso de la tierra.

En la figura 27 tomada de Vrba y Zaporozec (1994), se indican los pesos relativos en % de las variables intrínsecas adoptadas para la región de La Loggia – Carignano y, como puede observarse, la de mayor incidencia respecto a la vulnerabilidad es **S** la profundidad de la superficie freática (22) y la menor **I** la recarga neta (8).

Figura 27

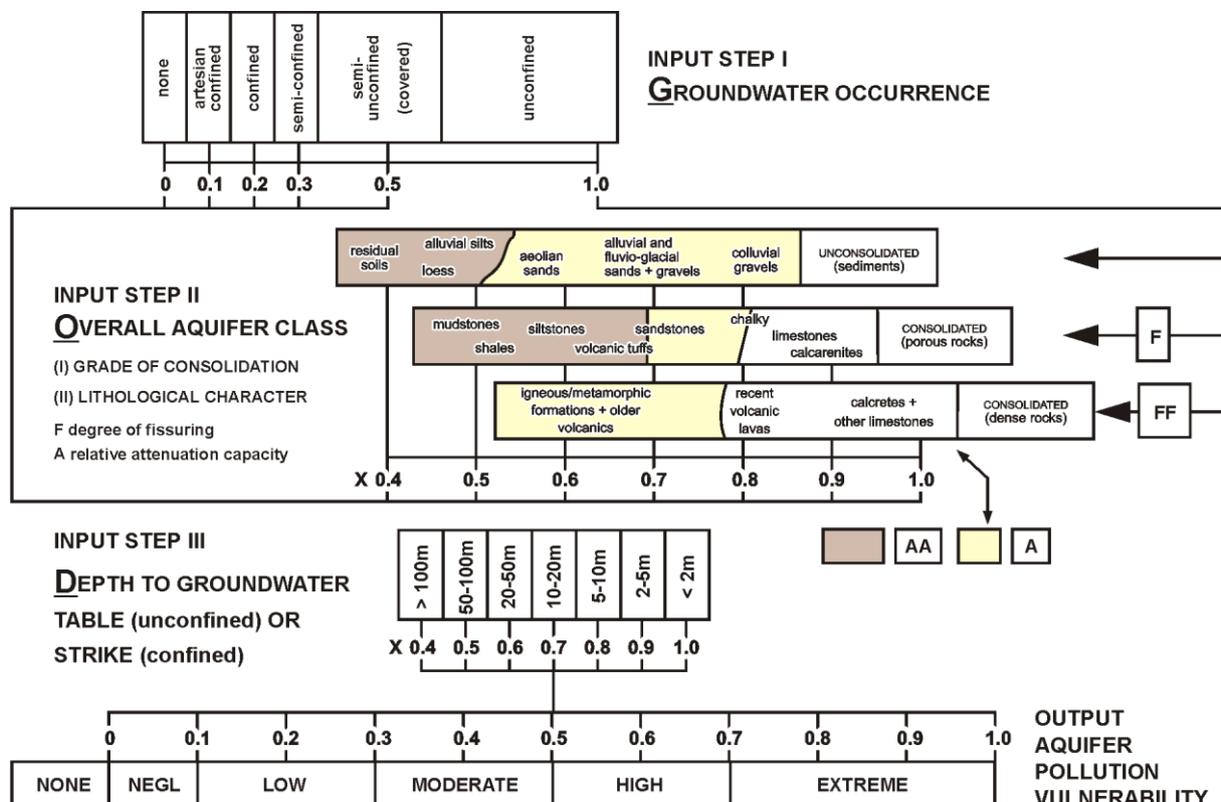


GOD. Este método propuesto por Foster (1987), se basa en la asignación de índices entre 0 y 1 a 3 variables que son las que nominan el acrónimo: **G** (ground water occurrence – tipo de acuífero) **O** (overall aquifer class – litología de la cobertura) **D** (depth – profundidad del agua o del acuífero).

En la figura 28 (Foster e Hirata, 1991) se reproduce el diagrama para cualificar la vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación. Los 3 índices que se multiplican entre sí, resultan en uno final (diagrama de salida - output) que puede variar entre 1 (vulnerabilidad máxima) y 0 (mínima).

Otros métodos similares a los descritos, pero menos conocidos y utilizados, son los desarrollados por Fenge (1976), Zaporozec (1985), Marcolongo y Pretto (1987), Sotorníková y Vrba (1987), Schmidt (1987), Villumsen et al (1983).

Figura 28



GOD empirical system for the rapid assessment of aquifer contamination vulnerability (from Foster, 1987).
Editorial note: Corrections received from the author
 Step I: substitute "overflowing" for "artesian confined"; Step II: title should be "Overlying Lithology"; Output: omit "none".

EPIK. Es un método paramétrico desarrollado por Doerfliger y Zwahlen (1997) para acuíferos kársticos. El acrónimo significa: **E**pkarst (E), **P**rotective cover (P), **I**nfiltration conditions (I), **K**arst network development (K), que son 4 caracteres trascendentes en el flujo y el transporte a través de sistemas kársticos.

El **Epikarst** es una zona de intensa karstificación y elevada permeabilidad, cercana a la superficie (Tripet et al, 1997), al que se le asignan 3 valores: **E1** corresponde a la red kárstica típica (dolinas, depresiones, cavidades, grutas, etc.);

E2 cuando hay superficies de debilidad en la zona matricial que generan alineamientos (valles secos, alineación de dolinas, etc.) y **E3** ausencia de morfología epikárstica.

El **Protective cover** está formado por el suelo y otros materiales de cobertura como depósitos glaciales, loess, limos aluviales, derrubios de falda, etc. A este parámetro se le asignan 4 valores (de P1 a P4), en función del espesor de la cobertura.

El parámetro **Infiltration** (infiltración) es el de más complicada estimación.

I1 se aplica a regiones con vías accesibles para la infiltración directa.

I2 e I3 se emplean para zonas con pendientes topográficas entre 0 y 25%. Contrariamente a otros métodos paramétricos, en éste la vulnerabilidad aumenta con el incremento de la pendiente, que favorece la concentración de la escorrentía en los sitios más karstificados.

Al parámetro **Karst network** (red kárstica) se le asigna 3 valores:

K1 para una red kárstica bien desarrollada.

K2 para zonas pobremente karstificadas.

K3 para acuíferos kársticos con descarga en medios porosos, o que presentan fisuración, pero subordinada.

El método incluye 4 factores de ponderación (α β γ δ), aplicables a cada parámetro (EPIK), para valorar su peso relativo en el cálculo del **índice de vulnerabilidad intrínseca**. Este índice de vulnerabilidad, denominado también **factor de protección** es:

$$V_i = (\alpha \cdot E_i) + (\beta \cdot P_i) + (\gamma \cdot I_i) + (\delta \cdot K_i)$$

V_i : índice de vulnerabilidad en el área i

E_i, P_i, I_i, K_i : valores relativos de los parámetros E, P, I, K

$\alpha, \beta, \gamma, \delta$: factores de ponderación correspondientes a los parámetros EPIK.

Los valores relativos para los parámetros E,P,I y K son:

E1	E2	E3	P1	P2	P3	P4	I1	I2	I3	I4	K1	K2	K3
1	2	3	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3

A diferencia de la mayoría de los otros métodos, el EPIK brinda vulnerabilidades crecientes a medida que disminuyen los valores relativos de los parámetros considerados. Esto, pues el método apunta a definir el factor de protección para el agua subterránea, más que la vulnerabilidad.

Para los factores de ponderación Doerfliger y Zwahlem (1997) proponen:

$$\alpha = 3 \quad \beta = 1 \quad \gamma = 3 \quad \delta = 2$$

Considerando los valores relativos y los factores de ponderación, surge que el índice de vulnerabilidad o factor de protección de un acuífero en medio kárstico puede variar entre extremos de 9 (más vulnerable) y 34 (menos vulnerable). Los mismos autores recomiendan emplear las siguientes categorías:

vulnerabilidad alta (9 – 19)

vulnerabilidad media (20 –25)

vulnerabilidad baja (26 – 34) y muy baja cuando existe una cobertura de suelo detrítico, de por los menos 8 m de espesor, con baja conductividad hidráulica.

AVI. Acrónimo de aquifer vulnerability index, fue desarrollado por Van Stempvoort et al (1992) para el mapeo de la vulnerabilidad del agua subterránea de las provincias de Prairie en Canadá. Se basa en la relación entre el espesor de la zona subsaturada (d) y la permeabilidad vertical de los componentes de la misma (K). Mediante dicha relación los autores definen un parámetro que denominan resistencia hidráulica (c), equivalente a:

$$c = \sum d_i / K_i \text{ para un número de capas de 1 a } i$$

De acuerdo a la relación, c se expresa en unidades de tiempo, normalmente en años, para lo cual d suele expresarse en metros y K en m/año. Las magnitudes para la cualificación de la vulnerabilidad son:

Resistencia Hidráulica (años)	Vulnerabilidad
< 10	Muy alta
10 -100	Alta
100 –1.000	Moderada
1.000 – 10.000	Baja
> 10.000	Muy baja

Para reducir los valores temporales, los autores proponen trabajar con los logaritmos decimales de los mismos, con lo que la vulnerabilidad muy alta pasaría a < 1 y la muy baja a > 4.

EKv. Auge (1995), considera que la vulnerabilidad “**es un concepto cualitativo, que en la generalidad se refiere al grado de protección natural de un acuífero frente a la contaminación. Por ello también se la conoce como protección o defensa natural**”. En relación a los acuíferos libres desarrolla una clasificación basada en la profundidad de la superficie freática (**E**) y en la permeabilidad vertical de la zona subsaturada (**Kv**), parámetros que también considera el método AVI (Aquifer Vulnerability Index). A ambas les asigna índices que van de 1 (menos vulnerable) a 5 (más vulnerable), finalizando en el diagrama de la tabla 3 donde **Kv** es la permeabilidad vertical y **E** el espesor de la sección subsaturada. Ambos

valores se suman brindando un índice final, con extremos de 2 y 10. Para índices de **E + Kv entre 2 y 4 la vulnerabilidad es baja, entre 5 y 7 media y de 8 a 10 alta.**

Tabla III

	Espesor de la zona saturada (E)				
m	>30	>10 a 30	>5 a 10	>2 a 5	<2
índice	1	2	3	4	5

Tabla IV

	Permeabilidad vertical de la zona saturada (Kv)				
m/día	<1.10 ⁻³	>1.10 ⁻³ a 0,01	>0,01 a 1	>1 a 50	>50 a 500
índice	1	2	3	4	5

vulnerab.	muy baja	baja	media	alta	muy alta
------------------	-----------------	-------------	--------------	-------------	-----------------

5: con permeabilidades verticales (Kv) de 50 a 500 m/día, está representado por arena mediana y gruesa, grava arenosa y grava.

4: Kv de 1 a 50 m/d, por arena muy fina a limosa, arena fina y arena mediana a gruesa.

3: Kv de 0,01 a 1 m/d, por limo y limo arenoso.

2: Kv de 0,001 a 0,01 m/d, por limo y limo arcilloso.

1: Kv < de 0,001 m/d, por arcilla y arcilla limosa.

Tabla V

Diagrama de vulnerabilidad - acuíferos libres

Kv	1	6	5	4	3	2
	2	7	6	5	4	3
	3	8	7	6	5	4
	4	9	8	7	6	5
	5	10	9	8	7	6
		5	4	3	2	1
E						

Es muy poco lo que se ha hecho respecto a la vulnerabilidad de acuíferos parcialmente confinados o semiconfinados.

Seguidamente se transcribe un ensayo preliminar realizado para la Red CyTED de Vulnerabilidad de Acuíferos (Auge, 2001).

$\Delta hT'$. Acuífero semiconfinado

Auge (2001), desarrolló un método sencillo para determinar la vulnerabilidad de este tipo de acuífero, basado en la diferencia de potenciales hidráulicos entre el semiconfinado y el libre sobrepuesto y, secundariamente, en la transmisividad vertical del acuitardo.

En 8.3.4., se mencionaron los factores que mayor incidencia tienen sobre la vulnerabilidad de acuíferos semiconfinados.

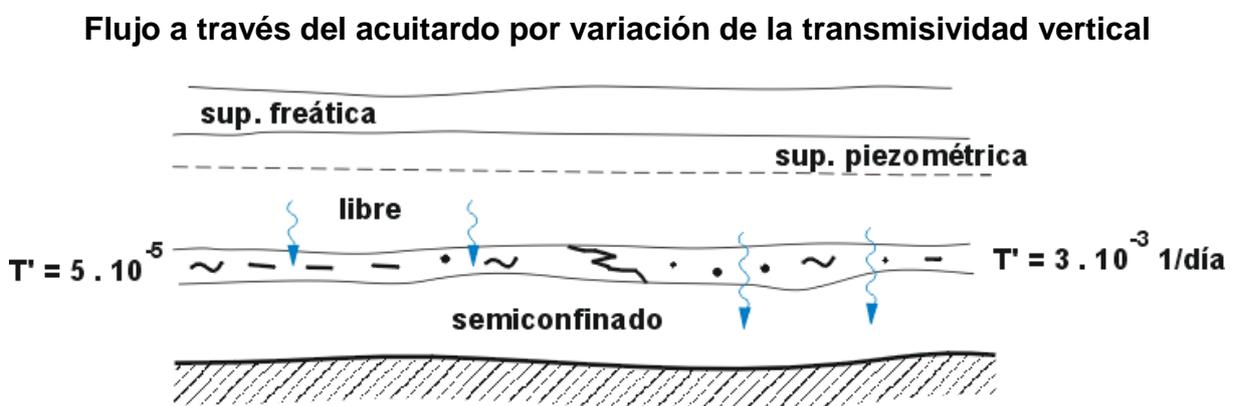
La permeabilidad vertical del acuitardo (K') y su transmisividad vertical ($T'=K'/e'$) no son de fácil determinación. Una forma es mediante ensayos hidráulicos, pero estos pueden brindar valores bastante más altos que los reales, particularmente cuando las perforaciones ensayadas carecen de un buen aislamiento entre el acuífero libre y el semiconfinado. Más representativo es comparar la freaticimetría con la piezometría de la misma zona y obtener un mapa residual, con las diferencias de potencial hidráulico entre el freático y el acuífero semiconfinado y a partir de este último, conociendo el flujo por el acuífero parcialmente confinado, estimar el valor de T' (Auge, 1986). Magnitudes de T' entre 10^{-3} y 10^{-6} día⁻¹ son típicas de acuíferos semiconfinados, mientras que las menores de 10^{-6} indican un alto grado de confinamiento y las mayores de 10^{-3} d⁻¹ apuntan hacia acuíferos libres o semilibres.

Un valor de $T' = 5 \cdot 10^{-4}$ día⁻¹ significa que por cada metro de diferencia de potencial hidráulico entre el acuífero parcialmente confinado y el freático, pasarán por una superficie de 1 m² del sellante, $5 \cdot 10^{-4}$ m³ (0,5 litros) al cabo de 1 día. Esta magnitud que parece despreciable, deja de serlo cuando el ámbito involucrado en el pasaje, adquiere dimensiones naturales (cientos o miles de km²).

Los potenciales hidráulicos relativos de las unidades hidrogeológicas involucradas resultan fundamentales, pues condicionan el flujo vertical. Si los niveles son parecidos el flujo vertical a través del acuitardo estará muy limitado (figura 25), pero la dinámica vertical se acentúa notoriamente en condiciones de alteración artificial (figura 26).

Otro factor que incide en la comunicación hidráulica es la continuidad areal y litológica del sellante, dado que los cambios faciales suelen modificar notablemente su capacidad respecto a la transmisión de agua (figura 29).

Figura 29



Considerando ambas variables (potenciales hidráulicos y transmisividades verticales) se pueden establecer 3 grados de vulnerabilidad (alta, media y baja), determinados primariamente por el gradiente vertical de potenciales hidráulicos y secundariamente por la T' (Auge, 2001).

Resulta importante señalar que los potenciales hidráulicos pueden variar, tanto por causas naturales (períodos de exceso o déficit) como artificiales (extracción) y que ello puede modificar el sentido del flujo vertical. Por lo tanto debe seguirse periódicamente (monitoreo) la evolución espacial y temporal de los mismos.

Si se denomina H_1 al potencial hidráulico del acuífero libre y H_2 al del parcialmente confinado, se tiene:

Tabla VI

**Vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado
potencial hidráulico respecto al del libre asociado**

$H_2 > H_1$	vulnerabilidad baja
$H_2 \sim H_1$	vulnerabilidad media
$H_2 < H_1$	vulnerabilidad alta

A esto se le puede adicionar la resistencia hidráulica que ofrece el sellante al pasaje vertical.

Tabla VII

**Vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado en relación
a la transmisividad vertical del acuitardo sobrepuesto**

$T' < 10^{-5}$ 1/día	vulnerabilidad baja
$10^{-5} < T' < 10^{-3}$ 1/día	vulnerabilidad media
$T' > 10^{-3}$ 1/día	vulnerabilidad alta

En la tabla VIII se indican los métodos descriptos y los parámetros que emplea cada uno para evaluar la vulnerabilidad.

Tabla VIII

Métodos para evaluar la vulnerabilidad de acuíferos

DRASTIC		GOD		SINTACS		EPIK		EKv		AVI		ÄHT'	
D	Depth Prof. de la sup. freática	G	Ground water occurrence Tipo de acuífero	S	Soggiacenza Prof. del agua	E	Epikarstic Características del epikarst	E	Espesor de la sección subsaturada	A	Aquifer	Δh	Dif. de pot. hidráulico (libre-semiconf.)
R	Recharge Recarga neta	O	Overall aquifer class Litología de la cobertura	I	Infiltrazione Infiltración	P	Protective cover Cobertura edáfica	Kv	Permeabilidad vertical de la sección subsaturada	V	Vulnerability	T'	Transmisividad vertical del acuitardo
A	Aquifer Acuífero (litología)	D	Depth Prof. del agua o del acuífero	N	Non saturo Zona subsaturada	I	Infiltration Infiltración			I	Index		
S	Soil Suelo			T	Tipologia della copertura Tipo de suelo	K	Karst network Red kárstica						
T	Topography Topografía			A	Acquifero Características del acuífero								
I	Impact Impacto de la zona subsaturada (litología)			C	Conductibilità idraulica Conductividad hidráulica								
C	Hydraulic conductivity Conductividad hidráulica			S	Superficie topografica Topografía								

8.3.6. Que método elegir

Salvo EPIK, que es para acuíferos kársticos y $\Delta hT'$, para semiconfinados, el resto fue desarrollado especialmente para acuíferos detríticos libres. En este aspecto sólo GOD contempla tangencialmente el tipo de acuífero en lo referente a su comportamiento hidráulico y grado de consolidación.

La elección del método para evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea en una región depende de varios factores, entre los que se destacan:

- **Conocimiento y difusión de la metodología**

Existen países, regiones y hasta continentes, en los que alguno/s métodos son más conocidos y se han difundido más que otros.

En América del Norte p.ej. el método más utilizado es DRASTIC, debido a que fue ideado en EUA y a que es uno de los primeros que se difundió (1987) para cualificar vulnerabilidad. En los países latinoamericanos también se utiliza DRASTIC, pero en forma pareja con GOD, que también nació en 1987. En España e Inglaterra se emplea GOD y en el resto de Europa suele optarse por SINTACS.

En acuíferos kársticos, costa del Mediterráneo, se utiliza EPIK, de más reciente creación (1997), mientras que la metodología para acuíferos semiconfinados aún está en desarrollo (Proyecto CyTED).

- **Información disponible**

La evaluación de la vulnerabilidad de una región, que suele concluir con su representación cartográfica, generalmente se realiza, al menos en su faz preliminar, empleando información existente. Al respecto, la situación se va complicando a medida que crece la cantidad de información básica necesaria para desarrollar el método. DRASTIC y SINTACS requieren 7 parámetros para su desarrollo metodológico, mientras que GOD se basa en 3 y AVI y Ekv sólo en 2. Lógicamente, al disminuir el número de parámetros considerados, se simplifica la evaluación pero se pierde definición.

- **Alcance de la evaluación**

El grado de detalle de la evaluación, depende del objetivo perseguido.

En trabajos semiregionales (escalas 1:100.000 a 1:500.000) y regionales (1:500.000 y menores), que normalmente persiguen como finalidad la planificación para la preservación y el uso adecuado de los recursos naturales, en regiones relativamente extensas (miles a millones de km²), resultan prácticos los métodos que requieren menos valores paramétricos (GOD, AVI y Ekv), mientras que en los estudios de semidetalle (1:25.000 a 1:100.000) y de detalle (mayores de 1:25.000), se logra una mejor definición de la vulnerabilidad con DRASTIC y SINTACS.

Dado que EPIK es prácticamente el único método disponible preparado especialmente para acuíferos kársticos, se lo emplea sin considerar la escala.

- **Validación de resultados**

La representatividad de los estudios de vulnerabilidad, pueden chequearse en aquellos ámbitos donde existe deterioro por contaminación del agua subterránea. En estos casos, a la vulnerabilidad intrínseca hay que agregarle la carga y el tipo contaminante, para obtener un mapa de riesgo.

Por lo tanto, para validar la representatividad de las cartas de vulnerabilidad, suelen aplicarse las diferentes metodologías, a sitios afectados, a fin de verificar cual de ellas resulta la más adecuada, para luego emplearla con el objetivo de prevenir la contaminación. En ciertos casos, sin embargo, ninguna resulta representativa, especialmente en ámbitos urbanos y/o rurales cultivados, en los que la profundidad del agua es importante. En estos casos pueden aparecer como poco vulnerables, debido a la incidencia de este parámetro, lugares con elevada contaminación con NO₃; aquí resulta imprescindible el empleo conjunto de los mapas de vulnerabilidad con los de riesgo, o vulnerabilidad específica.

La mayor representatividad de uno u otro método en ámbitos no afectados, es muy difícil de establecer, debido, entre otras cosas, a la lentitud con que se producen los procesos de contaminación en los sistemas hidrológicos subterráneos, particularmente en los que tienen porosidad intergranular.

8.3.7. Comparación de los métodos

Se analizan sintéticamente las ventajas y desventajas de los métodos descriptos.

DRASTIC es más robusto que GOD, dado que emplea mayor cantidad de variables (7), pero esto puede transformarse en un inconveniente, cuando no se dispone de los valores de alguna/s de ella/s. También se le critica a DRASTIC la reiteración en el alcance de algunos parámetros como **R** y **C**, ambos vinculados a la renovación de agua en el acuífero, y la poca incidencia que tienen otros respecto a la vulnerabilidad como **S** (suelo).

SINTACS es una derivación de DRASTIC, por lo que presenta las mismas ventajas y desventajas que este, con el agregado de que para su operación se requiere el empleo del software correspondiente. Esto a su vez es de utilidad dual; por un lado simplifica el input de nueva información (oscilación de la freática), lo que permite actualizar rápidamente la cartografía resultante, especialmente si se lo emplea dentro de un programa SIG. Por el otro, la falta del software limita el uso del método.

GOD posee como mayor ventaja, lo sencillo de su operación y el escaso número de parámetros requeridos para su empleo. Esto a su vez resulta en definiciones menos claras que DRASTIC y SINTACS. Otra falencia es no considerar la incidencia del suelo, que es un factor de gran trascendencia como filtro natural para la contaminación.

EPIK presenta como atributo favorable ser el único método desarrollado específicamente para acuíferos kársticos y como mayor desventaja la indefinición de algunos parámetros como **K** e **I**.

AVI es sencillo y de fácil aplicación pues sólo utiliza 2 variables (espesor de la zona subsaturada y permeabilidad vertical de sus componentes), pero esto también le quita precisión. Además, es complicado asignarle valores representativos a la permeabilidad de la zona subsaturada, porque la K_v , además de la litología, depende del grado de saturación.

E K_v posee las mismas ventajas y desventajas que AVI.

$\Delta hT'$ Es para acuíferos semiconfinados y está en proceso de desarrollo.

8.3.8. Representación cartográfica

La síntesis de toda investigación sobre los recursos naturales, es su representación cartográfica. Esta consideración es aplicable a la hidrogeología en general y a la vulnerabilidad del agua subterránea en particular.

Es conveniente acompañar los mapas de vulnerabilidad, con otros de uso corriente en los estudios hidrogeológicos como red de flujo, profundidad del agua, químicos, etc, a fin de mejorar la comprensión de los primeros.

Ya se mencionó en el capítulo "Que método elegir", las escalas para diferentes grados de detalle de los estudios sobre vulnerabilidad. Dichas magnitudes

son las que normalmente se adoptan en países relativamente extensos y con escasa información disponible (Latinoamérica); por ello pueden no resultar apropiadas para otros de menor extensión y con mayor información de base (Europa). Las escalas adoptadas en función del detalle perseguido son:

mayor de 1:25.000	de 1:25.000 a 1:100.000	de 1:100.000 a 1:500.000	menor de 1:500.000
detalle	semidetalle	semiregional	regional

Los mapas regionales se emplean a nivel de reconocimiento, y abarcan varias provincias y/o estados, dentro del país, todo el país, y aún varios países, en extensiones que van desde centenas de miles, a millones de km². Los mismos tienen por objeto brindar un panorama general sobre la vulnerabilidad del agua subterránea, a fin de contribuir en la planificación del uso sustentable de la misma, en grandes extensiones territoriales. Generalmente se aplican al manejo de acuíferos compartidos interprovinciales, interestatales y transfronterizos.

Los mapas semiregionales se utilizan para evaluar la vulnerabilidad a nivel de ambiente o provincia hidrogeológica que puede definirse como “toda región que presente características o comportamientos distintivos en relación a sus aguas subterráneas. El término **distintivo** implica la manifestación reiterada y/o fácilmente detectable de alguna característica peculiar y por lo tanto, no siempre involucra un comportamiento homogéneo. Los factores que ejercen mayor influencia en el comportamiento hidrológico subterráneo son: el geológico, el morfológico, el climático y el biológico” (Auge, 1999).

Se los aplica a ámbitos que ocupan desde decenas de miles, a centenas de miles de km².

Los mapas de semidetalle se emplean para el estudio de cuencas hidrogeológicas, o unidades acuíferas individuales, cuando la extensión de las mismas no sobrepasa unos pocos miles de km².

Los mapas de detalle se utilizan para la evaluación de ambientes específicos como: zonas urbanas, regiones cultivadas y de cría de ganado, plantas industriales, etc. Generalmente la extensión estudiada abarca desde algunos cientos de hectáreas, a cientos de km².

Al mapa de vulnerabilidad se lo denomina vulgarmente **semáforo**, dado que la mayoría emplea los colores verde, amarillo y rojo. Al respecto Vrba y Zaporozec (1994), sugieren los siguientes colores:

	vulnerabilidad
verde	baja
amarillo	media
rojo	alta

En el caso de que la clasificación admita **muy baja y muy alta**, el verde oscuro se aplica a la vulnerabilidad muy baja y el verde claro a la baja; el rosa a la alta y el rojo a la muy alta.

Las figuras 30 a 40 representan parte de la cartografía obrante en el informe del primer año del proyecto “Vulnerabilidad a la contaminación con nitratos del Acuífero Puelche en La Plata – Argentina” (Auge et al, 2003).

El Acuífero Puelche se extiende ininterrumpidamente en el subsuelo del NE de la Provincia de Buenos Aires, ocupando unos 89.000 km² (Auge et al, 2002). Para el desarrollo del proyecto se eligió un ámbito de 1.000 km², con centro en la ciudad de La Plata (fig. 31), pues es uno de los lugares donde el acuífero está mas explotado, para agua potable y para riego.

En la figura 30 se reproducen las relaciones estratigráficas e hidrogeológicas de la sección más interesante para la captación, porque tiene agua subterránea dulce. En la misma, cuya traza se indica en la figura 31, se aprecia la disposición del Puelche, separado del Acuífero Pampeano, que se comporta como libre, por un acuitardo limo - arcilloso de entre 2 y 10 m y un espesor medio de 6 m. El acuitardo permite el pasaje vertical descendente (recarga del Puelche) y ascendente (descarga), desde y hacia el Pampeano respectivamente. El contacto entre el agua dulce y la salada se produce en un ámbito deprimido topográficamente (Bañado Maldonado), que fue ocupado por varias intrusiones marinas durante el Holoceno y que se ubica entre la ruta 11 y la costa del Río de la Plata (fig. 31). En éste ámbito tanto el Acuífero Pampeano como el Puelche tienen agua salada (fig. 30).

Por debajo del Puelche, desde 70 m y hasta el basamento hidrogeológico, constituido por rocas graníticas precámbricas a 485 m de profundidad, el agua subterránea es de alta salinidad (Auge, 1997).

En la figura 31 se aprecia claramente la influencia que sobre el flujo del Acuífero Puelche ejerce el bombeo de los 127 pozos que producen agua potable para La Plata y localidades vecinas, a razón de 74 hm³/año (2.346 l/seg), lo que representa el 60% del abastecimiento total. El 40% restante es agua potabilizada proveniente del Río de la Plata.

El cono de depresión está delimitado exteriormente por la equipotencial de 0 m, que tiene forma elongada ONO – ESE, con su eje mayor de unos 13 km y el menor de entre 3 y 6 km (Auge et al, 2003). Esta curva se desarrolla a lo largo de unos 35 km y fue la que se utilizó para estimar el flujo subterráneo que ingresa al cono. Empleando Darcy se tiene:

$$Q = T \cdot i \cdot L \quad 140.000 \text{ m}^3/\text{d} = 500\text{m}^2/\text{d} \cdot 8 \cdot 10^{-3} \cdot 35.000 \text{ m}$$

Q: caudal T: transmisividad i: gradiente hidráulico L: longitud

Los 140.000 m³/d equivalen a 51 hm³/a y dado que la extracción alcanza a 74 hm³/a el déficit asciende a unos 23 hm³/a. La estabilidad piezométrica observada en los últimos años, indica que las entradas deben ser similares a las salidas y por lo

tanto, el déficit mencionado debe cubrirse con aporte natural y artificial, ambos a partir del Pampeano. El primero, por filtración vertical descendente a través del acuitardo, de parte de la recarga y/o reserva almacenada en este acuífero. El restante, de origen artificial, es producto de las pérdidas en la red de agua potable, estimadas en un 15% del agua circulante. Dado que en la red circulan unos 124 hm³/año (74 hm³/a de agua subterránea y 50 hm³/a de agua superficial), la recarga artificial al Pampeano asciende a unos 19 hm³/a. Adicionándole al flujo (51 hm³/a) este último valor se llega a un equilibrio bastante aceptable entre salidas (74 hm³/a) y entradas (70 hm³/a).

En la figura 32 se reproduce la red de flujo del Acuífero Pampeano, apreciándose dos divisorias bien marcadas. Una al SO de La Plata, que sigue el trazado de la ruta 2 y separa el flujo hacia la ciudad, del que se orienta al S. La otra, más extensa, tiene rumbo E – O.

Las figuras 33 y 34 son mapas con contenidos de NO₃ en ambos acuíferos, visualizándose que la región más comprometida es la urbana, especialmente la de La Plata y vecindades.

La mancha con más de 50 mg/l de NO₃ en el Acuífero Puelche abarca 4.700 hectáreas y engloba al periurbano y al ejido urbano de La Plata, y dentro de ella se aprecia otra con más de 90 mg/l (figura 37). Esta contaminación tiene carácter difuso, afecta un volumen importante de agua subterránea y proviene del Pampeano, por filtración vertical descendente, a través del acuitardo. El Pampeano a su vez recibió y recibe la carga contaminante de pozos sépticos y pérdidas en la red cloacal.

La totalidad del ejido urbano cuenta con red para evacuación de efluentes cloacales, pero la mayor parte del periurbano no. Además, en algunos sectores del ejido urbano el reemplazo de fosas sépticas por red cloacal, tiene menos de 20 años.

Para que el agua de red cumpla con la norma de potabilidad respecto a NO₃, que exige un contenido inferior a 50 mg/l, se procede a mezclar la subterránea con la proveniente del Río de la Plata, que normalmente posee menos de 10 mg/l.

En la zona rural sólo un pozo de los 54 muestreados tiene más de 50 mg/l de NO₃ (Villa Elisa) .

Respecto al Acuífero Pampeano se repite la mancha en La Plata y alrededores, aparece otra con más de 50 mg/l en la cuenca del Arroyo El Pescado y 5 pozos con más de 100 mg/l en el área rural (fig. 34), pero aquí la contaminación es puntual y por ende afecta a un volumen escaso de agua subterránea.

Los mapas correspondientes a las figuras 35 a 40, se confeccionaron a fin de verificar la correlación entre las variables más empleadas para establecer la vulnerabilidad intrínseca y el grado de contaminación con NO₃ de ambos acuíferos.

En la fig. 35 se emplea como variable de cotejo al espesor del acuitardo, apreciándose que el sector con mayor contenido en NO₃ del Acuífero Puelche, coincide en gran medida con el mayor espesor del acuitardo (de 6 a 10 m) que es el ámbito de menor vulnerabilidad. Contrariamente, el de menor espesor (menos de 4

m) (vulnerabilidad alta) se corresponde con valores bajos de NO₃, salvo el pozo de Villa Elisa. Esta falta de correlación es producto del comportamiento de la sustancia contaminante (muy soluble, móvil y persistente), por lo que no es retenida en su pasaje vertical descendente a través del acuitardo.

El mapa de la fig. 36 reproduce la diferencia de potencial hidráulico entre ambos acuíferos y en este, sí se aprecia una muy buena correlación entre las mayores diferencias de potenciales hidráulicos a favor del Pampeano (vulnerabilidad alta) y el sector de mayor deterioro en la calidad del Acuífero Puelche. Lo antedicho es otra evidencia de la incapacidad del acuitardo para retener a los nitratos, originados por contaminación urbana, inicialmente en el agua freática.

La fig. 37 reproduce la profundidad del techo del Acuífero Puelche y no se aprecia correlación con el sector más afectado por NO₃. Por lo tanto, tampoco el espesor del acuífero libre sobrepuesto (Pampeano) incide en el pasaje de NO₃.

El mapa de la fig. 38 es un intento de asignar vulnerabilidades relativas en función del uso de la tierra y las diferencias de potencial hidráulico entre el semiconfinado (Puelche) y el libre (Pampeano). Los valores entre 0 y -4 m ($H_1 > H_2$ – tabla 4) se asumen como de vulnerabilidad media y los mayores de -4 m, siempre a favor del libre, como de vulnerabilidad alta. En este caso, como el de la fig. 14, se observa buena correlación entre la variable elegida y la contaminación y además, el control que ejerce sobre la misma el sector urbano.

La disminución del potencial hidráulico en profundidad tipifica a los ámbitos de recarga y al flujo vertical descendente.

En la fig. 39 se reproduce la profundidad de la superficie freática, y de su cotejo con el contenido en NO₃ del Acuífero Pampeano, surgen discrepancias, pues un sector con más de 50 mg/l de NO₃ se ubica donde la profundidad es mayor a 10 m (vulnerabilidad baja). Sin embargo otros lo hacen en sitios con profundidades entre 2 y 5 m (vulnerabilidad alta).

En la fig. 40 se indican la vulnerabilidad en función del espesor de la zona subsaturada (profundidad freática) y el uso de la tierra. Tal como sucede con el Puelche el sitio más afectado por contaminación con nitratos es el urbano, aunque parte del mismo cae dentro de la línea de isoprofundidad de 10 m (vulnerabilidad baja).

Como conclusión respecto al intento de correlación surge que:

- Una de las variables más empleadas para la cualificación de la vulnerabilidad intrínseca, como es la profundidad freática o del techo del acuífero semiconfinado, no presenta buena correlación respecto a la contaminación con nitratos en los acuíferos Pampeano (libre) y Puelche (semiconfinado).
- Sí existe buena correlación entre la diferencia de potencial hidráulico del libre con el semiconfinado y la contaminación con nitratos del Acuífero Puelche, específicamente en el ámbito urbano.

- En el caso analizado resulta evidente la importancia que reviste para la vulnerabilidad el comportamiento de la sustancia contaminante (vulnerabilidad específica).

8.3.9. Conclusiones generales

- A más de 30 años de la introducción del término vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación, aún se discute la definición y el alcance del mismo. En este sentido, la mayoría de los autores considera a la vulnerabilidad una propiedad cualitativa, que indica el grado de protección natural de un acuífero respecto a la contaminación y en general, termina calificándola como **baja, media, o alta**, a veces con el agregado de **muy alta y muy baja**.

- La definición anterior hace referencia a lo que también se conoce como **vulnerabilidad intrínseca**, que es aquella derivada de las características propias del acuífero y su entorno, sin considerar la acción de los contaminantes. Cuando además de las características físicas e hidrológicas del medio, se toma en cuenta la incidencia de sustancias contaminantes, la vulnerabilidad se denomina **específica**.

- Las variables más empleadas para la cualificación de la vulnerabilidad o vulnerabilidad intrínseca son: profundidad de la superficie freática, características litológicas e hidráulicas de la zona subsaturada, espesor y tipo de suelo, magnitud de la recarga, litología y tipo de acuífero. Sin embargo la solubilidad, movilidad y persistencia de ciertos contaminantes como los nitratos, hacen que algunas de estas variables pierdan consistencia respecto a la vulnerabilidad, como sucede en La Plata, si se considera la profundidad de la superficie freática o del techo del acuífero semiconfinado. Además, dado que algunos de estos componentes son dinámicos (posición de la freática, recarga, renovación), la vulnerabilidad de un mismo sitio puede variar temporalmente.

- Existen numerosas metodologías para cualificar la vulnerabilidad y permitir su mapeo a diferentes escalas, la gran mayoría desarrolladas para acuíferos libres. La elección de uno u otro método depende de varios factores entre los que se destacan: difusión y alcance de la metodología, información disponible, alcance de la evaluación y validación de resultados.

- Respecto a los acuíferos kársticos la metodología de uso más frecuente en Europa es EPIK, y para los que presentan confinamiento parcial (semiconfinados) el desarrollo metodológico es incipiente y por este motivo, el objetivo principal del proyecto Vulnerabilidad a la Contaminación con Nitratos del Acuífero Puelche en La Plata – Argentina, que realizan conjuntamente las universidades de Buenos Aires, Autónoma de Madrid y Sao Paulo, es precisamente desarrollar una metodología de vulnerabilidad para acuíferos semiconfinados, tomando como base el estudio del

Figura 32

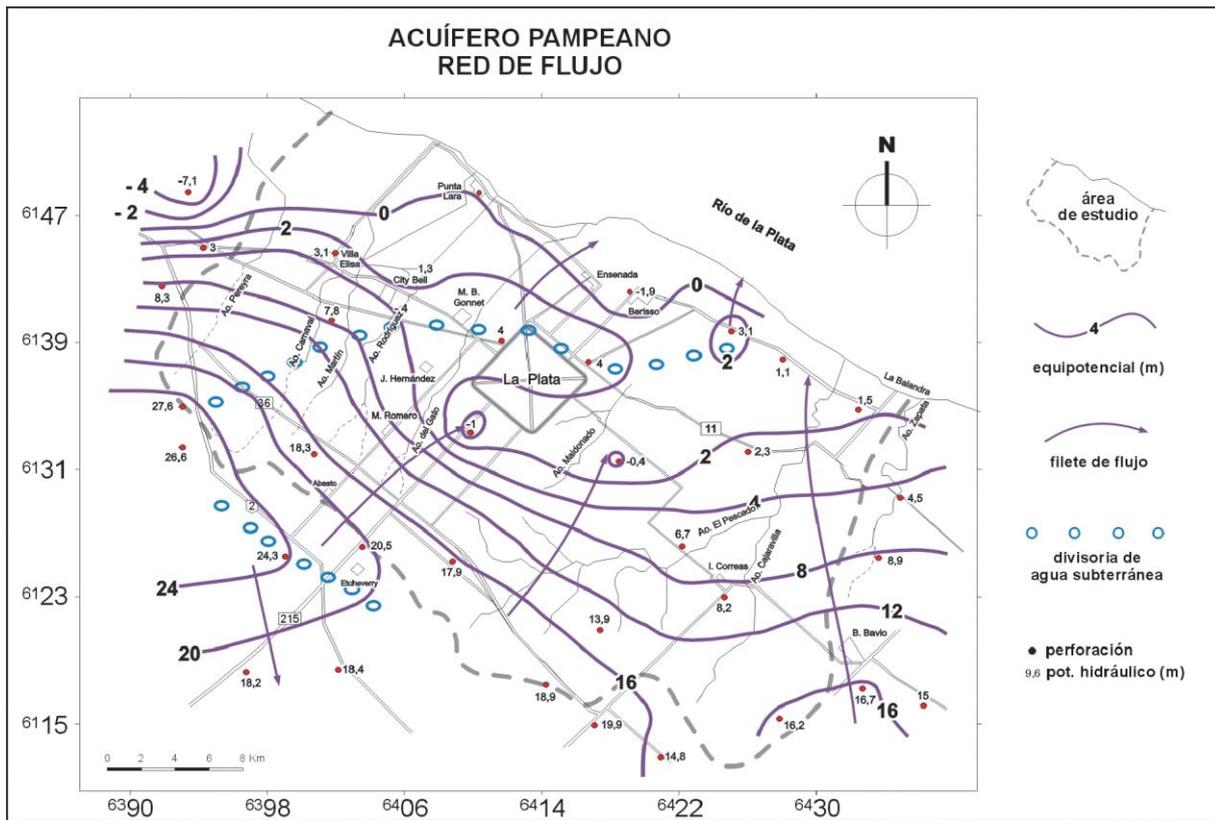


Figura 33

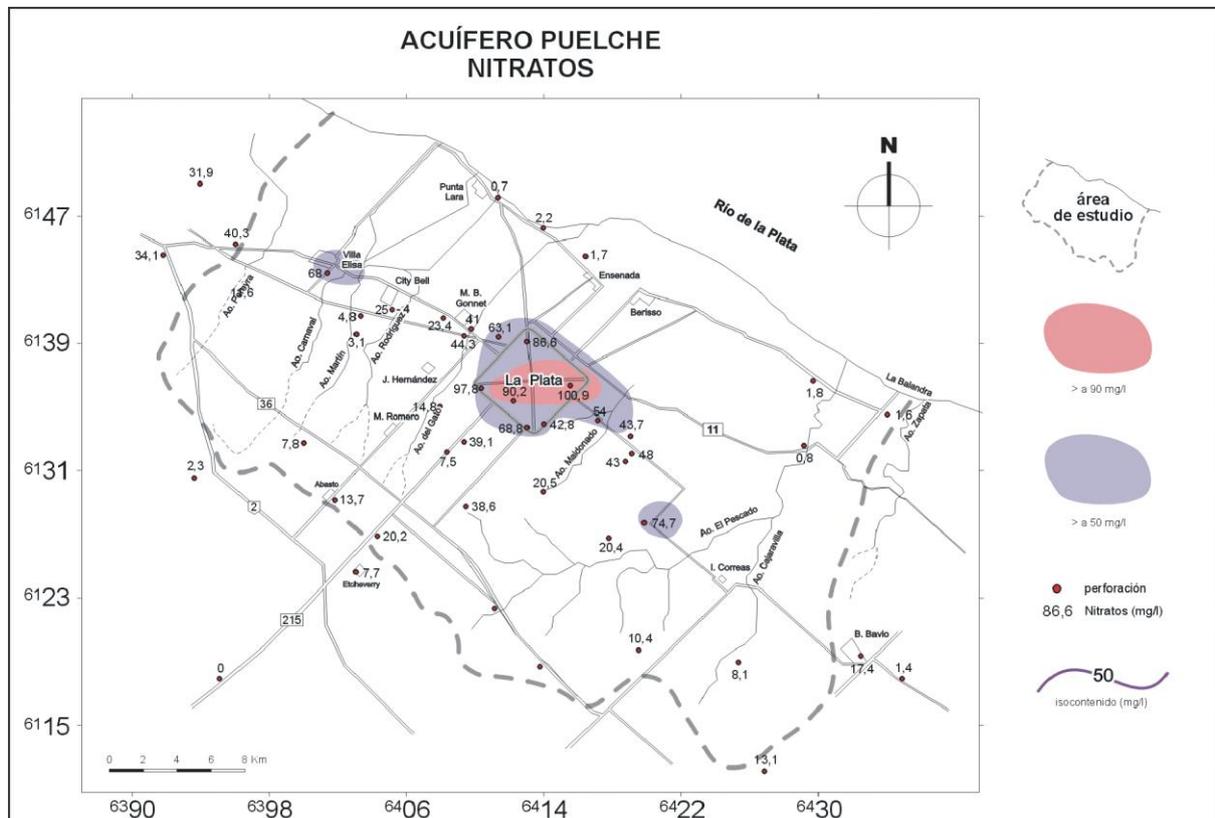


Figura 34

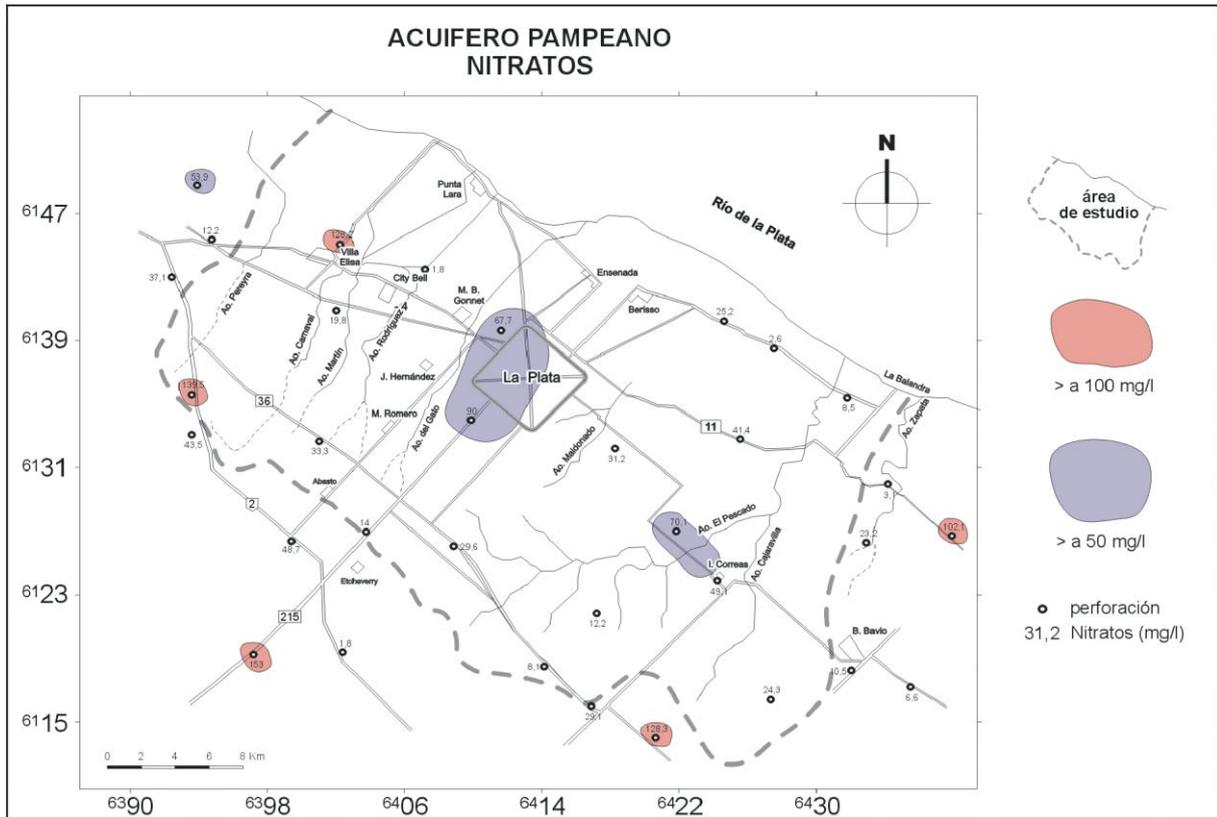


Figura 35

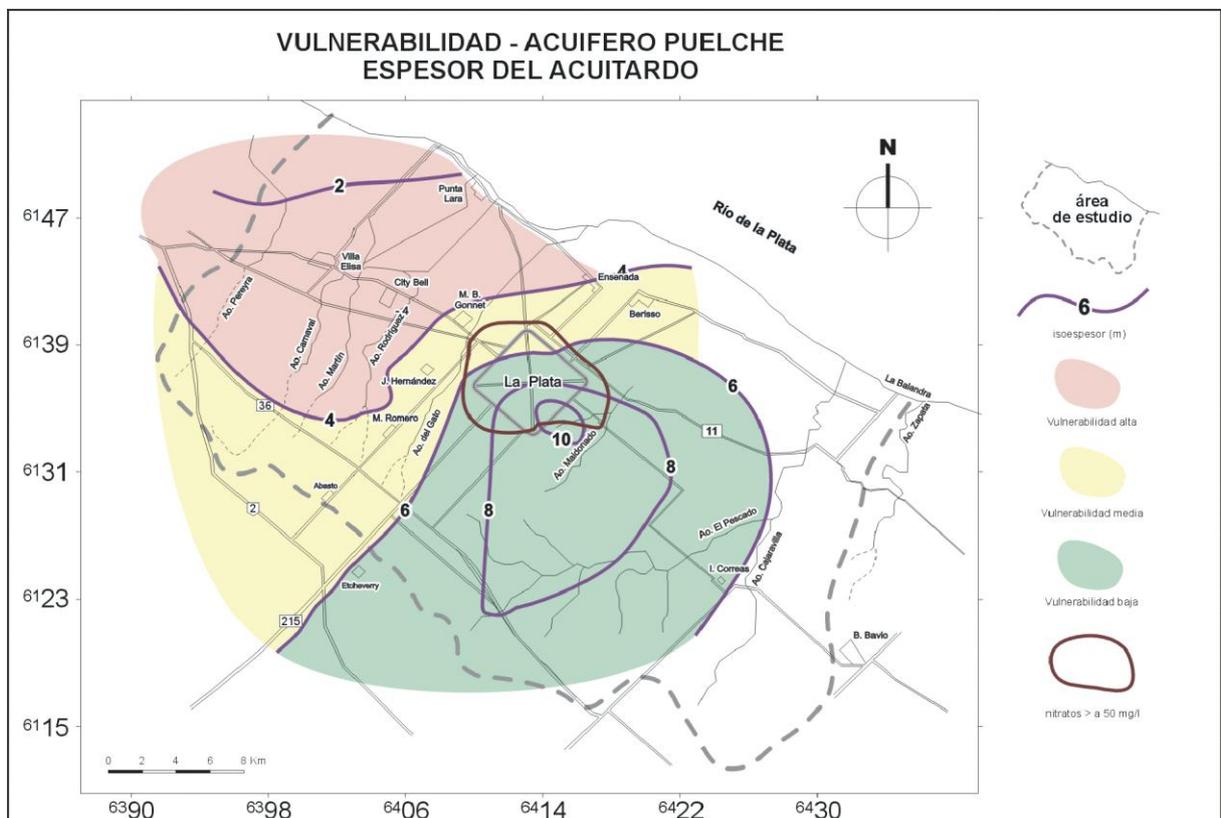


Figura 38

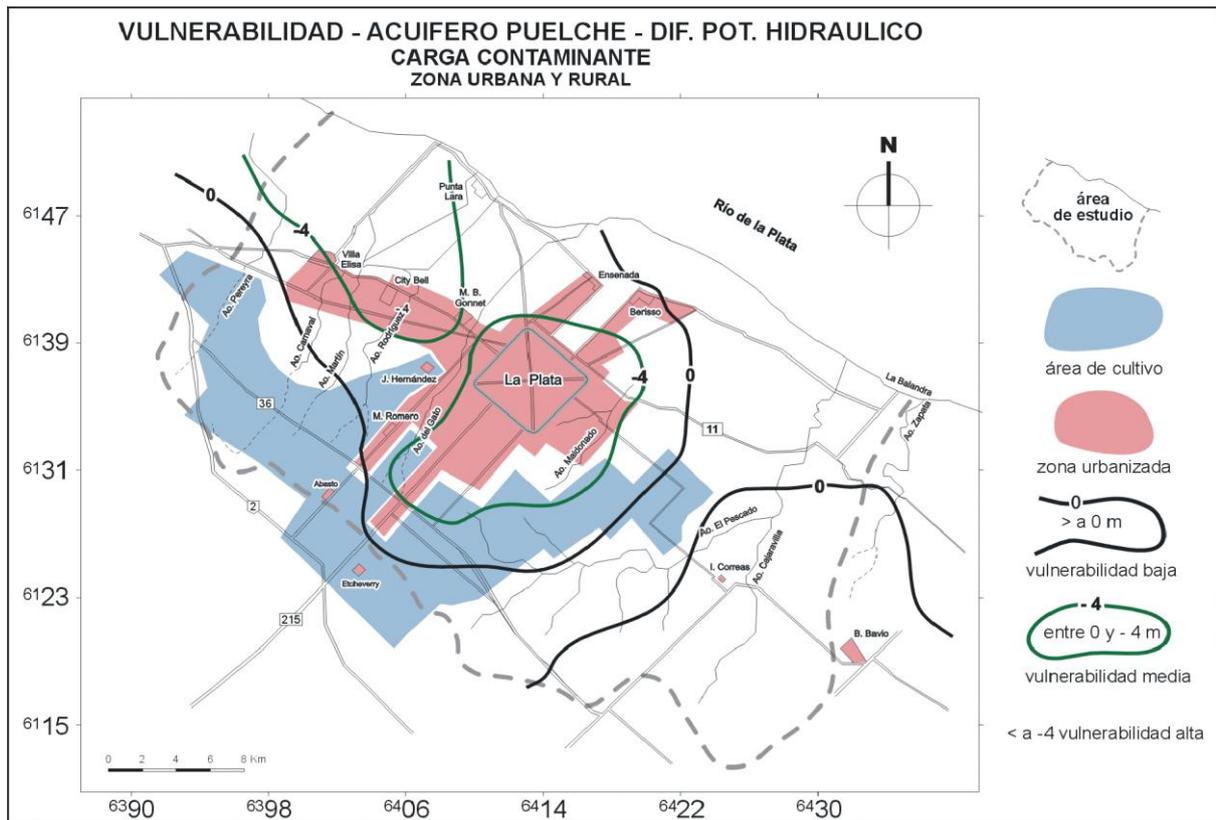


Figura 39

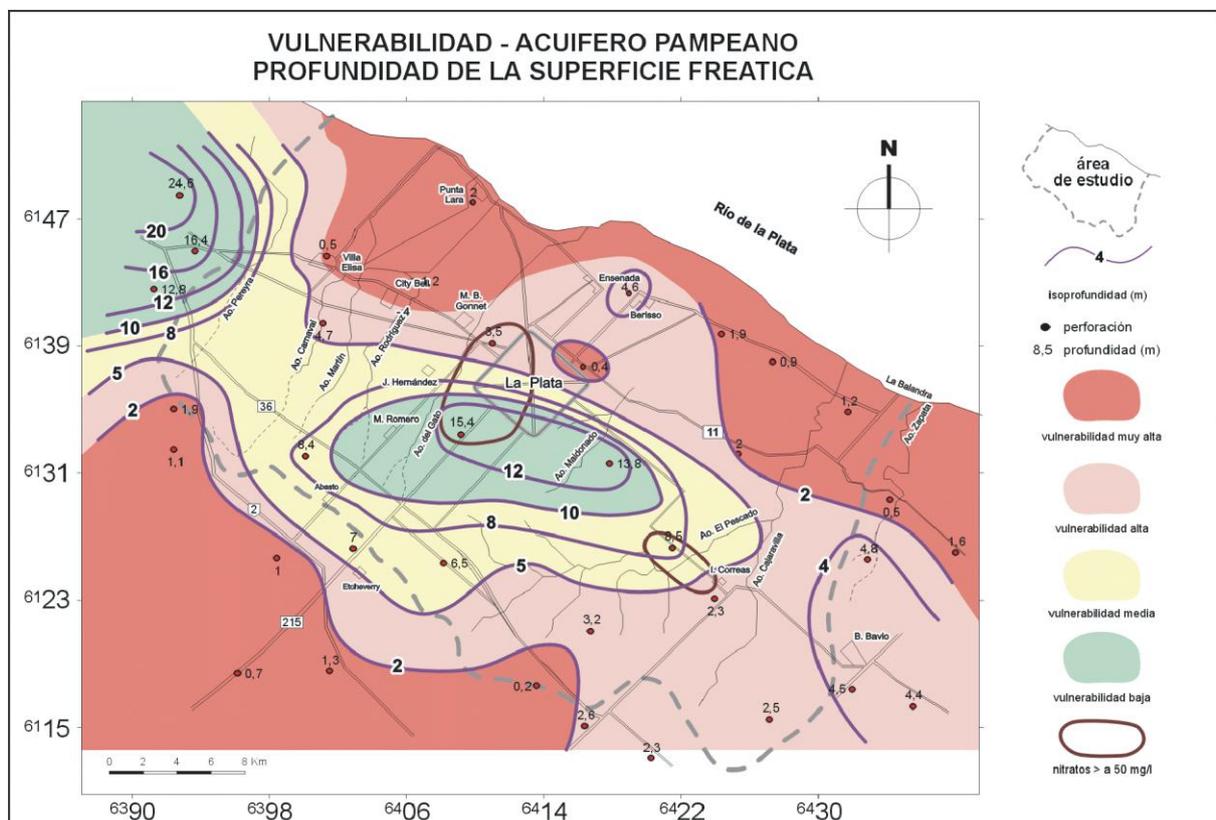
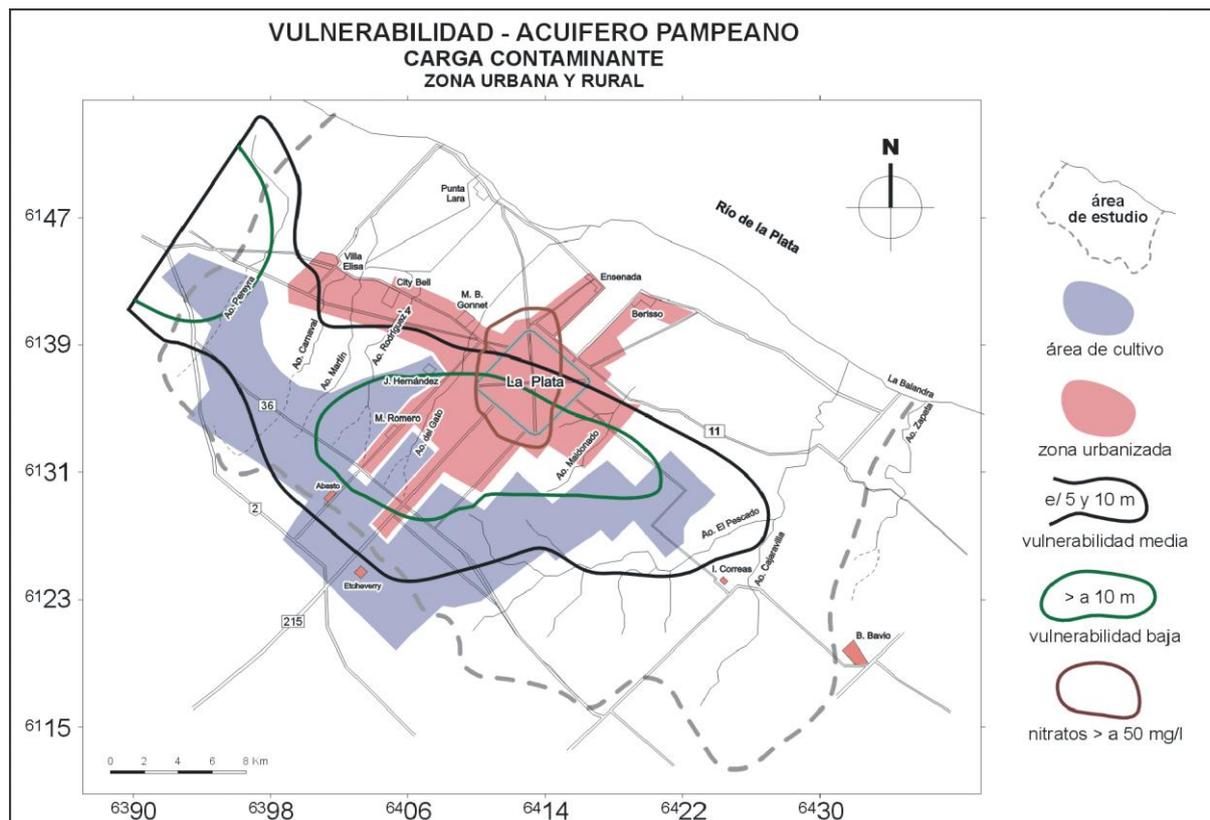


Figura 40



8.4. Perímetros de protección

A efectos de cuidar la calidad del agua subterránea, se delimitan zonas de protección en derredor de las captaciones (perforaciones, manantiales, galerías filtrantes, drenes, etc). En ellas se imponen restricciones al uso del territorio y a toda actividad que implique o suponga riesgo de contaminación. Las restricciones suelen ser severas en las inmediaciones de las captaciones y se van disipando a medida que aumenta la distancia.

Las limitaciones en el uso y la zonificación varían de acuerdo a la reglamentación de cada país sobre el tema.

Según Custodio (1994), existe un denominador común que puede resumirse de la siguiente manera:

8.4.1. Zona inmediata

De 10 a 20 m alrededor de la captación; es propiedad del que capta. El sitio está cerrado y controlado; no se permite la circulación de personas ni vehículos ni el almacenamiento, manipulación y aplicación de ninguna sustancia peligrosa.

8.4.2. Zona próxima

Se delimita fundamentalmente para la protección a la contaminación bacteriológica y para un tiempo de tránsito que varía entre 50 y 100 días, lapso

máximo de sobrevida bacteriana fuera de su hábitat propicio. En función del tipo de acuífero, de la profundidad de la superficie freática, del tipo litológico y la permeabilidad vertical de la zona subsaturada, y del caudal de la captación, se fijan distancias de 50 hasta 300 m. Se toleran actividades no contaminantes, algunos almacenamientos bien controlados y en general, una circulación restringida de personas y vehículos.

8.4.3. Zona alejada

En general se la extiende hasta límites naturales (bordes de acuíferos o divisorias subterráneas), a efectos de lograr tiempos de tránsito de por lo menos algunas decenas de años. Su extensión es variable, alcanzando comúnmente desde algunos cientos de metros hasta más de 1 km. Existen restricciones de uso del territorio para la industria y para urbanizaciones, como así también para ciertas prácticas agrícolas y a la existencia, diseño y conservación de vías de comunicación. Si el tamaño es muy grande, se la suele subdividir para graduar las restricciones.

El establecimiento de zonas de protección para el agua subterránea constituye una importante intervención en el ordenamiento territorial, toda vez que condiciona directa o indirectamente a las actividades agrícolas, ganaderas, forestales, industriales, de transporte y urbanas, por lo que en su fijación, deben participar otros organismos competentes, además de los dedicados a la gestión específica del agua.

Resulta evidente que para lograr una correcta protección, además del cuidado territorial, las captaciones deben estar diseñadas y construidas de forma de evitar el ingreso de contaminantes (encamisadas, con sus bocas cerradas, en recintos limpios, en sitios que no sean cubiertos por agua superficial, con equipos de bombeo que no pierdan lubricante, etc). Esto que parece redundante, muchas veces no se cumple por desidia, falta de conocimiento, deficiencias constructivas, o abaratamiento, pese a que constituye un factor fundamental en la preservación de la calidad del agua subterránea.

En los cuadros 6, 7, 8, 9, 10, 11 y 12, se mencionan las normas de calidad de agua utilizadas por los países de América del Norte, Europa y Argentina y las recomendadas por la Organización Mundial de la Salud (WHO - OMS)

El cuadro 6 es una normativa desarrollada por EPA para metales pesados, HC volátiles, pesticidas y policlorinados, además de NO_3^- y NO_2^- , donde se indican los máximos admitidos para agua potable, los efectos que pueden producir sobre la salud y las fuentes más comunes de aporte al agua.

En el cuadro 7, se comparan, las normas vigentes de EUA, Canadá, Comunidad Económica Europea y OMS para sustancias inorgánicas tóxicas y no

tóxicas, orgánicas, radiactivas, orgánicas volátiles y respecto al contenido bacteriológico.

El cuadro 8 es la norma canadiense, que contempla concentraciones máximas aceptables (MAC) para sustancias que se conoce o se sospecha que causan efectos adversos en la salud. Concentraciones máximas aceptables provisorias (IMAC), para sustancias en las que la insuficiencia de datos toxicológicos impide fijar con certeza un límite MAC. Factores estéticos (AO), son aquellos que le otorgan mal aspecto al agua (olor, color, sabor).

En el cuadro 9 de origen holandés, no sólo se cita la aptitud del agua, sino también la del suelo calificándolos en 3 niveles de acuerdo a la concentración de la sustancia considerada: A (background o fondo), B (valor indicativo para estudios adicionales) y C (valor indicativo para proceder a la limpieza).

El cuadro 10 trata sobre la norma bacteriológica para el agua potable elaborada por la CEE.

En el cuadro 11, se señalan los límites permisibles en un agua potable establecidos por OSN de Argentina y en el 12, los establecidos por el Código Alimentario Argentino.

En el cuadro 13 se reproducen los niveles guía de calidad de agua y de suelo, de acuerdo a lo establecido por la Ley 24.051 para residuos peligrosos vigente en Argentina.

9. IDENTIFICACIÓN Y REMEDIACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN CON HIDROCARBUROS EN EL SUELO Y EL AGUA SUBTERRÁNEA

9.1. DIAGNÓSTICO

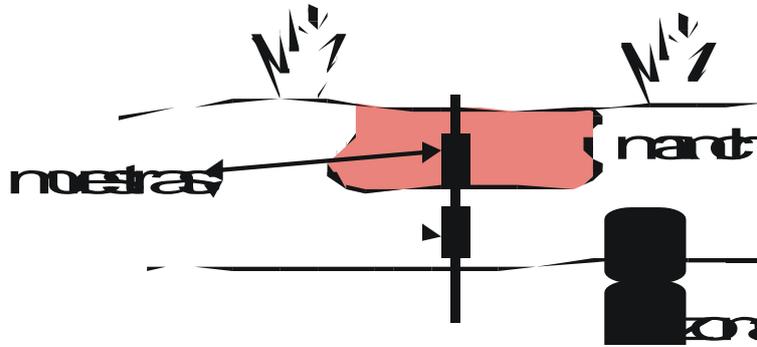
9.1.1. Recopilación de información. Especialmente la referida a la ubicación de los ductos enterrados, depósitos, tanques, plantas de bombeo o tratamiento, sitios de vertido, etc. También respecto al tipo de HC utilizado o producido (pesados, livianos, volátiles, etc.)

9.1.2. Verificación in situ. Reconocimiento del ámbito objeto. Identificación de derrames, lugares deprimidos donde se concentra el escurrimiento superficial. Recintos de tanques, piletas API, separadores, canales de descarga, etc. La finalidad del reconocimiento es establecer los lugares mas apropiados para el muestreo (los más comprometidos).

9.1.3. Muestreo de suelo y agua. El muestreo de suelo y su descripción en boca de pozo tiene por objeto seleccionar las muestras que se enviarán a laboratorio. La descripción macroscópica se basa en el grado de impregnación, el olor y la

iridiscencia. En general se diferencia: **sin impregnación, impregnación baja, media y alta**. La selección de las muestras se basa en las que presentan alta impregnación y las que carecen de ella; con el objeto de establecer el espesor contaminado (figura 41).

Fig. 41



Para delimitar espacialmente las **manchas**, además del perfil es necesario conocer la extensión areal. Con ello se puede estimar el volumen de suelo contaminado y ajustar los costos y las prácticas destinadas a la remediación. Para la delimitación areal, es necesario lograr una adecuada distribución de los sondeos exploratorios. El distanciamiento entre sondeos depende de la finalidad y grado de precisión previstos en el estudio, del grado de contaminación y de la movilidad de los contaminantes y de las condiciones físicas del medio (porosidad, permeabilidad, anisotropía, heterogeneidad). En términos generales, considerando refinerías o plantas de almacenamiento y despacho de HC, para las condiciones físicas de los suelos de las zonas llanas (limos, arcillas, limos arenosos y arenas finas de baja permeabilidad), es recomendable un distanciamiento que no supere los 50 m entre sondeos para lograr una adecuada definición areal de la contaminación (5 sondeos por hectárea).

La extracción de las muestras para enviar a laboratorio, se efectúa mediante un sacatestigos tipo Moretto o Terzaghi que se hincan en el suelo por golpeo. Debe prestarse especial cuidado en no introducir contaminantes durante la perforación y/o el muestreo, para lo cual no deben emplearse lubricantes (en las roscas de ensamble de las barras). También es necesario lavar minuciosamente toda la sarta del sondeo, incluido el sacamuestras, después de cada extracción. Finalmente, debe preservarse el aseo del personal (indumentaria limpia) y cuidar el manipuleo de las muestras. Las vainas de PVC deben sellarse en sus extremos mediante tapas a presión, para evitar o atenuar la pérdida de livianos por evaporación.

El muestreo de agua es conveniente realizarlo después de 1 semana o más de terminada y limpiada convenientemente la perforación, a fin de permitir el ingreso de los HC viscosos que presentan una dinámica mucho más lenta que la del agua.

Las muestras deben envasarse en recipientes de vidrio color caramelo para evitar la fotoalteración.

Para conocer el valor de la contaminación ambiental, se expone un “blanco” de agua destilada destapado, en el sitio estudiado, durante el tiempo que duren los trabajos de perforación y muestreo. La concentración en HC y metales pesados del blanco, deberá deducirse de la obtenida en las muestras para conocer la contaminación efectiva del agua.

Una precaución insoslayable consiste en evitar contaminaciones “cruzadas”, por el uso del mismo equipo de muestreo en sondeos con agua contaminada, en otros que no lo están. Para ello se pueden utilizar dos procedimientos: el más conveniente es no reiterar el uso del equipo de muestreo; o sea emplear uno diferente en cada pozo. El otro, más económico, consiste en limpiar adecuadamente el equipo de muestreo (bomba, cañería, válvula, etc.) luego de cada toma.

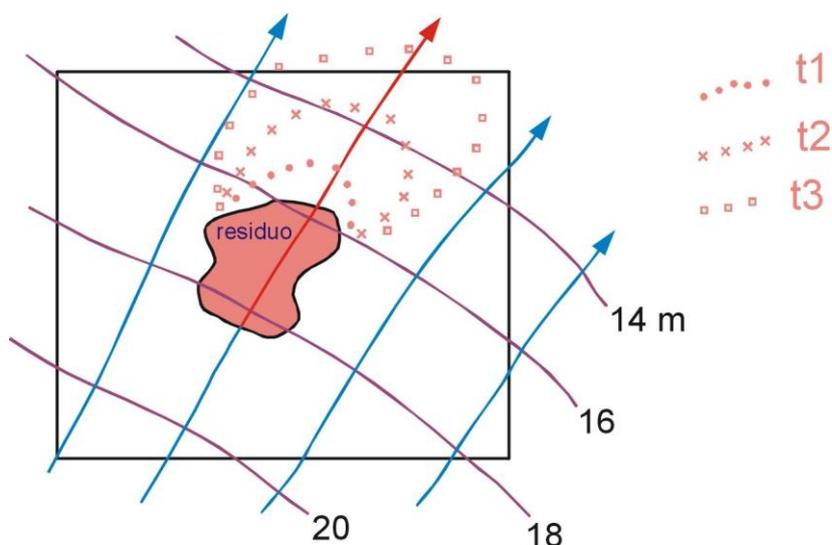
Las muestras deben acidificarse con HCl hasta un pH de aproximadamente 3 y mantenerse en frío (unos 3° C) hasta su llegada al laboratorio, para evitar la alteración de los HC. Para ello se utilizan conservadoras de hielo portátiles durante el muestreo.

Los resultados de laboratorio, tanto en las muestras de suelo como en las de agua, resultan los factores determinativos para decidir sobre la necesidad de remediación y definir las técnicas a utilizar para ello.

En la Argentina tiene vigencia la Ley 24.051 (cuadro 13), que trata sobre la aptitud del agua y del suelo para diferentes usos. De ellos el que más interesa a la actividad petrolera es el uso industrial. En la Ley se consideran las concentraciones máximas de la mayoría de los HC y sus derivados (BTEX, aromáticos polinucleares, livianos, fenoles, metales pesados, etc.) y aquellos que no están contemplados (HC total) se pueden obtener de otras normas como la Holandesa.

Además de la contaminación hidrogeológica vertical (comunicación entre acuíferos, intercalación de capas impermeables, zonación química) y del gradiente hidráulico en profundidad, uno de los factores más trascendentes es el flujo lateral, cuyo conocimiento se logra a partir del mapa con curvas equipotenciales, que permite visualizar el sentido del flujo subterráneo y establecer los gradientes hidráulicos laterales (figura 42).

Fig. 42



Las direcciones de flujo son perpendiculares a las líneas equipotenciales y el agua se mueve desde los mayores hacia los menores potenciales hidráulicos. En el ejemplo el agua subterránea fluye de SO a NE atravesando el predio de la refinería.

Si los procesos de refinación o almacenamiento generaron contaminación, la misma puede propagarse por fuera del predio, hacia el Norte, pero no hacia el Sur. Por lo tanto, de existir agua contaminada en el Sur de la refinería, no proviene de la misma, salvo que en algún momento se hubiese invertido el sentido del flujo, hecho que suele acaecer cuando existe extracción cercana (bombeo).

Con los gradientes hidráulicos y las permeabilidades de las unidades hidrogeológicas que se obtienen mediante ensayos de bombeo, se pueden estimar las velocidades de flujo del agua subterránea, que en ambientes llanos como el de la Provincia de Buenos Aires, varían entre mm y cm por día.

Otro factor a tener en cuenta debido a que genera manchas en sentido vertical, es la oscilación de la superficie freática. En efecto el HC sobrenadante es desplazado por el movimiento del agua, dando lugar a manchas que pueden ubicarse por encima o por debajo del nivel medido (figura 19). El sobrenadante correspondiente al nivel en t0, se desplaza hacia arriba (t1) y posteriormente hacia abajo (t2), originando un sector manchado en el perfil que abarca desde t1 a t2 y un aumento en el tamaño lateral de la mancha original, debido a los fenómenos de dispersividad y difusividad.

10. CRITERIOS PARA DECIDIR SOBRE LA NECESIDAD DE LIMPIAR EL SUELO

Han variado en los últimos 10/15 años. Hasta principios de 1980, se empleaba solamente la concentración de los contaminantes, mientras que en la

actualidad los entes reguladores de América del Norte, Europa, Australia y Nueva Zelanda consideran otros factores como:

- 1 - Concentraciones existentes
- 2 - Movilidad ambiental
- 3 - Relación de calidad suelo - agua
- 4 - Salud de plantas y animales
- 5 - Salud del hombre
- 6 - Estética
- 7 - Límites de detección analítica
- 8 - Uso de la tierra

10.1. Concentraciones existentes

Se refiere al nivel base o background de los suelos frente a diversas sustancias, cuya presencia deriva de procesos naturales. Por lo tanto las concentraciones referidas son previas al deterioro artificial. En general se las emplea como umbrales de optimización para los tratamientos correctivos. °

Generalmente no se dispone de información respecto a la concentración existente en el suelo, es más común la referida al agua superficial y más rara la del agua subterránea. La variabilidad del contaminante dificulta la interpretación Ej. Cu y Se (móviles). Resulta más fácil determinar el background del Hg y Co debido a que presentan mayor uniformidad temporal en sus concentraciones.

10.2. Movilidad ambiental

Es la habilidad que posee una sustancia para trasladarse en el medio ambiente. En términos generales los componentes que presentan mayor movilidad son los más solubles (Cl^-) y los más volátiles (BTEX). Es conveniente señalar que la movilidad no sólo depende de las propiedades de la sustancia, sino también de las características del medio. En efecto, un suelo arcilloso (muy poco permeable) hará que el Cl^- en solución tenga menos movilidad que un hidrocarburo viscoso en otro de alta permeabilidad (grava o arena).

En definitiva, el concepto de movilidad apunta a establecer si los contaminantes pueden salir del sitio objeto. En este aspecto resulta importante conocer la dinámica del agua subterránea, tanto en lo referente a su dirección, como velocidad (figura 42).

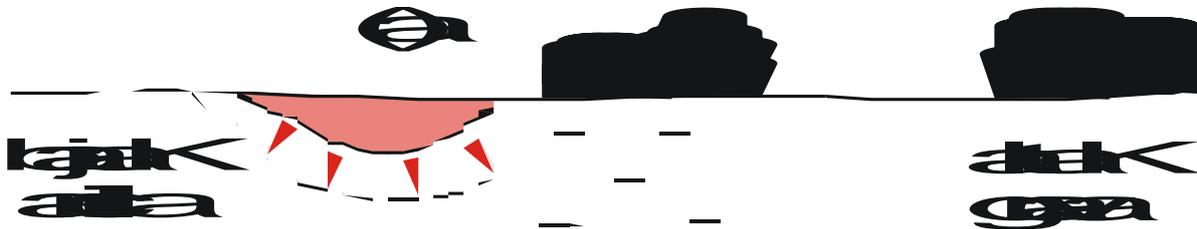
10.3. Relación de calidad suelo - agua

Esta relación aparece como obvia pero no siempre es así. En la generalidad de los casos, donde el suelo está contaminado, el agua también lo está o presenta un riesgo potencial de estarlo.

La permeabilidad del suelo, la profundidad del agua, la movilidad del contaminante y el clima, son factores determinantes en relación al deterioro del suelo y del agua subterránea.

En la figura 43 se indica la incidencia de la **permeabilidad, que al ser muy baja en (a) limita la movilidad** del contaminante impidiendo que alcance al agua subterránea. En (b), la presencia de grava (alta permeabilidad) facilita el desplazamiento y la llegada del contaminante al agua freática.

Fig. 43



La **zona de aireación o subsaturada** se caracteriza por presentar los tres estados de la materia (sólido, gas y líquido). El sólido es la partícula del suelo, el gas es aire y el líquido agua. En lo referente a la contaminación del agua subterránea, su principal virtud es que actúa como un efectivo filtro natural frente al desplazamiento de los contaminantes. Por ello, cuanto mayor es su espesor, tanto mayor será su efectividad para fijarlos.

Ya se citó a la **movilidad** como una de las propiedades básicas para decidir sobre la limpieza. Aquellas sustancias que tienen baja movilidad en el suelo pueden no alcanzar al agua subterránea aunque ésta se ubique a poca profundidad. Caso de los pesticidas organoclorados, que son efectivamente fijados por el suelo debido a su gran tamaño molecular. Otro contaminante adsorbido por los componentes arcillosos del suelo, es el K^+ . Un comportamiento totalmente opuesto exhiben los nitratos, que son altamente móviles y estables, por lo que, si su concentración es alta en el suelo, es muy factible que también lo sea en el agua subterránea.

En regiones de **clima** húmedo, el excedente en el balance hídrico se transforma en escorrentía y en infiltración. Este último proceso favorece el transporte de los lixiviados a través de la zona subsaturada hasta el agua freática. Además otra característica de las comarcas húmedas, es la escasa profundidad a que se ubica la superficie freática (la zona subsaturada presenta un espesor reducido y ello facilita la llegada de los contaminantes a la zona de saturación).

10.4. Salud de plantas y animales

En lo referente a las plantas, la mayoría de la información existente considera a los contaminantes capaces de producir trastornos en los cultivos (boro, cobre, níquel y cinc.)

Respecto a los animales, el tratamiento más frecuente es de las sustancias que pueden perjudicar a los de pastoreo (molibdeno, selenio y cobre).

10.5. Salud humana

En la mayoría de las normas internacionales, constituye el factor determinante para decidir sobre la necesidad de **limpiar**.

En lo que concierne al suelo, se consideran aquellos contaminantes que eventualmente puedan incorporarse a los vegetales de consumo (verduras y frutas). Sin embargo, el recurso a tener más en cuenta es el agua, toda vez que es muy frecuente el abastecimiento a partir de pozos domiciliarios en las cercanías de las plantas mencionadas.

La mayoría de los componentes naturales de los HC y de los derivados, producto de su refinación, son altamente tóxicos, aún en concentraciones de millonésimas de gramo por litro de solución (Ej: Pb 200, Hg 2, Benceno 5, Tolueno 50, Aromáticos totales 100, Naftaleno 30, Pireno 100, Polinucleares totales 200).

10.6. Consideraciones estéticas

Las manchas de HC en el agua superficial o en el suelo, así como los olores, afectan estéticamente al ambiente. Esto, generalmente constituye un efecto secundario, toda vez que cuando se manifiestan alteraciones en la estética ambiental, la afectación del recurso ya es severa.

La cuantificación del daño estético es complicada, por ello MOE de Ontario, aplica apreciaciones cualitativas para evaluar la calidad del suelo retirado de una planta industrial cuyos óptimos son los siguientes:

- suelo sin olor
- suelo sin decoloración ni manchas
- suelo sin iridiscencia en agua

10.7. Límites de detección analítica

Este criterio se utilizó durante mucho tiempo para los suelos de uso residencial y rural, particularmente para aquellos contaminantes cuya acción se reconoce como nociva para el ser humano. Para los de uso industrial, generalmente se aplicó un límite equivalente a un múltiplo del primero.

El mejoramiento de las técnicas de detección logrado en los últimos tiempos (ug/kg) y el aumento en el conocimiento del daño que algunos contaminantes producen en el organismo, modificó el umbral de cuantificación analítica como borde superior para la remediación. Sin embargo es mucho lo que queda por investigar, especialmente sobre el grado de agresividad biológica de los contaminantes. En este sentido, a fines de 1980, se estimaban en un millón los compuestos orgánicos producidos por la industria de los países desarrollados. De ellos, unos cuarenta mil eran de uso corriente en América del Norte y Europa, muchos de ellos altamente tóxicos y de éstos la EPA monitoreaba regularmente 240.

Otro factor trascendente en este aspecto, es la asepsia necesaria para el muestreo, el envasado, la conservación y el traslado al laboratorio, que resultan imprescindibles para evitar la contaminación cruzada. Con el objeto de establecer el umbral ambiental (background) se emplean los **blancos**, para cuya extracción, manipuleo y análisis deben tomarse las mismas precauciones que para las muestras.

10.8. Uso de la tierra

La utilización del suelo es otro de los criterios empleados con frecuencia para la corrección (remediación).

En términos generales se puede subdividir al uso en: residencial, agrícola e industrial, aunque también existen otros como: recreación, comercial, parques, pavimentos, jardines domésticos, espacios públicos, etc. En virtud del riesgo que implica la contaminación en los diferentes sitios, el suelo para uso industrial es el que posee menor exigencia normativa.

El criterio de **polifuncionalidad**, propuesto por los países bajos (Moen 1988), establece la preservación del suelo en función de sus usos posibles (cultivos, medio que contiene al agua potable, recurso en el se desarrollan las plantas y animales, etc).

11. TÉCNICAS PARA LA REMEDIACIÓN DEL SUELO Y DEL AGUA

La corrección de los suelos contaminados y de las aguas asociadas puede hacerse: **in situ, dentro del sitio o fuera del sitio.**

Corrección in situ. El material es tratado y los contaminantes eliminados o degradados en el mismo sitio en que ocurrió la contaminación.

Corrección dentro del sitio. En este caso los materiales contaminados son trasladados a lugares más adecuados, pero dentro de la misma refinería o depósito de HC, donde se los pueda tratar, ej. biocorrección o land farming.

Corrección fuera del sitio. Debe preservarse cuidadosamente la carga durante el traslado para evitar el deterioro de ambientes “sanos” ocasionados por eventuales derrames o pérdidas de la sustancia contaminada.

11.1. Tratamiento de suelos

Las tecnologías de uso más frecuente incluyen: 1- incineración 2- biocorrección 3 - reacciones químicas 4- lavado 5- solidificación y estabilización 6- terraplenamiento.

11.1.1. Incineración. Se logra por: horno rotativo, inyección líquida, lecho fluidizado, infrarrojo o vitrificación.

Horno rotativo. Consiste en un cilindro revestido de material refractario, cuyo eje se dispone unos 5° respecto de la horizontal y que gira con una velocidad de 0,3 a 1,5 m/minuto.

Inyección líquida. Es una cámara de combustión vertical asistida por un quemador en el que se inyecta el desecho líquido de baja viscosidad.

Lecho fluidizado. Es otro tipo de incinerador que se basa en la circulación de aire caliente.

Para los tres casos citados hay que considerar tanto los sólidos que quedan en los hornos como las cenizas y gases emitidos durante la operación. Otro de los inconvenientes que presenta esta técnica es su elevado costo.

Infrarrojo. Se basa en la temperatura producida por elementos radiantes de tipo infrarrojo.

Vitrificación. Se realiza in situ, mediante electrodos que se hincan en el suelo a diferentes profundidades. El espacio que separa los electrodos es cubierto con una capa de grafito para compensar la baja conductividad del suelo. Las superficies tratadas varían entre 10 y 100 m² con una profundidad máxima de 5 m. Las temperaturas de funcionamiento son del orden de los 1.000 a 2.000 °C.

11.1.2. Biocorrección. Consiste en la transformación de contaminantes en moléculas menos complejas y tóxicas, por la acción de microbios que se presentan naturalmente en el suelo o en el agua, por enzimas, o por microorganismos logrados por la ingeniería genética. Los primeros sistemas de biorremediación, hoy casi en desuso, pero que actuaban en forma muy eficaz, fueron las cámaras sépticas, empleadas para purificar las aguas servidas antes de su vertido a los pozos negros o ciegos.

Los niveles mas altos de degradación logrados por biocorrección, no superan el 90%. Los tiempos de tratamiento son prolongados y en su efectividad final influye

el contenido en el suelo de: humedad, oxígeno y materia orgánica, temperatura, pH, nutrientes, etc. En algunos casos se ha practicado la inyección bacteriana en sitios determinados del perfil del suelo o de la zona saturada, en coincidencia con los sectores que manifiestan más alta contaminación. Sin embargo la mayor actividad bacteriana se da en los primeros 20-30 cm del perfil, que es donde existe mayor aireación, disminuyendo notoriamente en profundidad.

Los lodos contaminados con HC deben secarse previamente a su disposición y la concentración final no debe superar al 10% de hidrocarburo en relación al peso del suelo seco, con el que se mezcla y se esparce en capas de 20 a 30 cm de espesor. Es necesario arar periódicamente para facilitar la aireación y controlar el pH y el contenido de humedad, a fin de facilitar la actividad bacteriana.

11.1.3. Reacciones químicas. Como la reducción del Cr o la oxidación del Pb orgánico (tetraetilo de Pb) a plomo metálico.

11.1.4. Lavado. El suelo puede ser lavado antes de su disposición para disminuir la carga de contaminantes. Se emplean solventes o “jabones” (tensoactivos). Luego se tratan los lixiviados, generalmente por incineración.

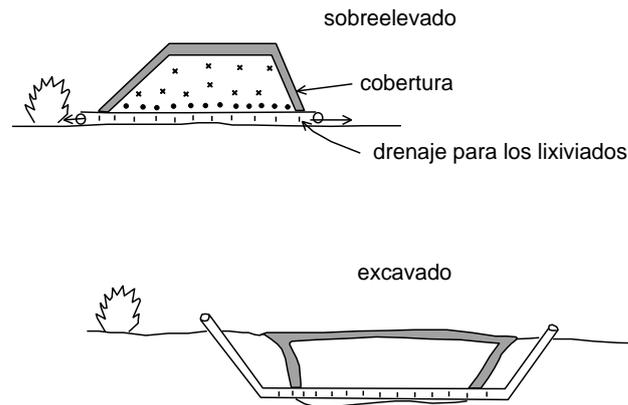
11.1.5. Solidificación y estabilización. EPA considera por lo menos 6 categorías para lograr solidificación y estabilización:

a) cemento b) cal más puzolanas c) asfaltos d) polímeros orgánicos e) vitrificación y f) otros.

Hasta el presente no se ha podido comprobar efectividad a largo plazo de este tratamiento.

11.1.6. Terraplenamiento. La disposición en excavaciones o como rellenos sobre elevados son prácticas comunes para los residuos peligrosos (figura 44).

Fig. 44



11.2. Factibilidad técnica para la extracción y el tratamiento de agua subterránea

Para establecer la factibilidad técnica de la extracción del agua contaminada, es necesario conocer el comportamiento hidrogeológico de las unidades deterioradas (permeabilidad, porosidad, espesor, direcciones de flujo, gradientes hidráulicos, velocidades de flujo, etc.) y prever el sistema de tratamiento para su disposición de acuerdo a las exigencias de las normas correspondientes.

Es importante señalar que resulta imposible extraer la totalidad del agua intersticial contaminada, aún con HC livianos o miscibles. Del volumen total de agua poral, sólo una fracción es efectivamente recuperable por acción gravitatoria (porosidad efectiva). La diferencia entre el volumen total de agua y el efectivamente recuperable es mayor en los sedimentos de grano fino (arcilla) que en los medianos o gruesos (arena y grana).

A modo de ejemplo se citan las siguientes porosidades medias:

POROSIDAD EFECTIVA %	MATERIAL	POROSIDAD TOTAL %
0 - 5	Arcilla	40 - 60
10 - 20	Arena	20 - 45
15 - 25	Grava	25 - 40

Los sistemas de extracción: pozos de gran diámetro (1 a 5 m), perforaciones de diámetro reducido (5 a 50 cm) o colectores horizontales, dependerán de las propiedades físicas e hidráulicas de las unidades hidrogeológicas afectadas (permeabilidad, espesor, continuidad, productividad, profundidad) y del tipo de contaminante (inmiscible, miscible, viscoso, fluido, liviano, pesado, volátil, etc.).

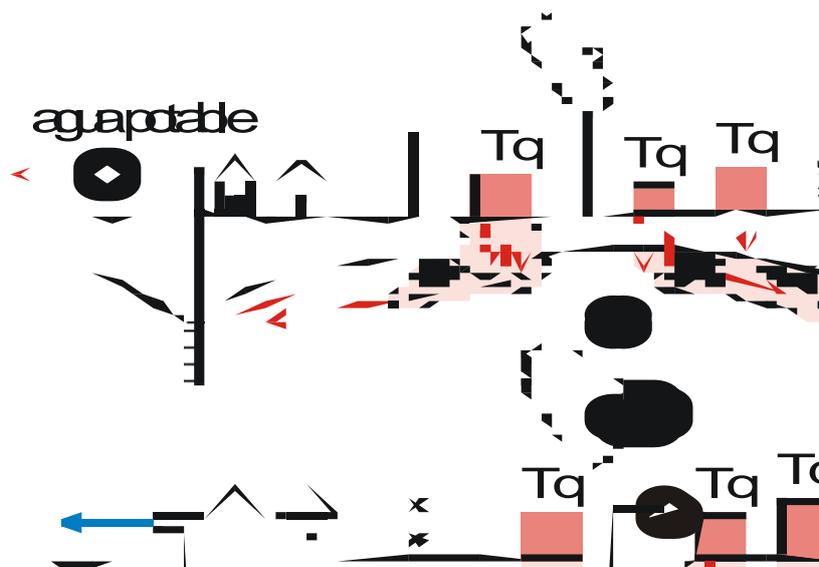
En términos generales se adopta el sistema de pozos de gran diámetro, a veces combinado con colectores horizontales en medios de baja permeabilidad y por

ende de escasa productividad y las perforaciones de pequeño diámetro en los sistemas de mediana y alta permeabilidad.

Se suelen utilizar algunas técnicas complementarias para mejorar la recuperación de HC con el agua, como la inyección de solventes o vapor de agua para fluidificar a los viscosos. El primero, sin embargo, encarece la extracción y a veces complica el proceso, pues a la extracción del contaminante hay que agregar la del solvente.

Ya se mencionó que por acción del bombeo, sólo puede extraerse una fracción del agua intersticial y que ésta es menor en los materiales de baja permeabilidad. Más complicado aún resulta extraer el contaminante, especialmente cuando es inmisible. Por ello una técnica de uso frecuente en las refinerías europeas, es la de evitar la salida de los HC en fase acuosa, fuera del predio de las mismas. De esta forma aunque no se logre una recuperación efectiva del contaminante, se preserva la calidad del agua subterránea de los ambientes vecinos, lo que resulta especialmente trascendente en los lugares en que se utiliza el agua subterránea para consumo humano, ganadero, o riego (figura 45).

Fig. 45



Los sistemas de recuperación por bombeo, necesariamente deben contemplar el tratamiento del agua previo a su vertido como efluente o reinyección profunda. El monitoreo resulta imprescindible y en la generalidad de los casos hay que practicar sondeos y construir piezómetros especialmente para ello.

Las técnicas de tratamiento más utilizadas son:

1- **Separación con aire.** Emplea torres para el almacenamiento temporario del agua contaminada, en las que se inyecta aire a presión. Es efectiva para separar volátiles. En BTEX el índice de recuperación puede llegar al 95%.

2- **Separación por gravedad.** Es de uso corriente en la industria petrolera; aprovecha la condición de inmiscibilidad en el agua, de muchos HC. Es hábil para lograr el tratamiento de volúmenes importantes. En HC inmiscibles se puede bajar la concentración hasta 15 mg/l.

3- **Adsorción con carbono.** Los lechos de carbono activado granular, suelen ser efectivos para eliminar algunos compuestos aromáticos de alto peso molecular y baja solubilidad (aromáticos polinucleares, índice de recuperación 95%) y también para fijar metales.

4- **Biodegradación.** La técnica consiste en lograr un contacto íntimo entre bacterias, oxígeno, elementos nutritivos y los HC en cuestión. Para ello se emplean grandes tanques o lagunas de aireación (biorreactores), con tiempos de residencia variables (alrededor de 24 hs). Se puede lograr hasta 0,1 - 1 mg/l de contaminante en solución.

5- **Ósmosis inversa.** Se aplica para extraer sales en solución, empleando membranas semipermeables y el principio de diferencia de presión osmótica entre soluciones de alta y baja concentración salina.

Concluyendo se puede sintetizar que:

- El diagnóstico sobre el estado del suelo y del agua subterránea frente a la contaminación con HC debe basarse en un muestreo representativo, para lo cual no sólo habrá que seleccionar adecuadamente la grilla areal, sino también la ubicación de los puntos a muestrear en el perfil.

- Durante la ejecución de los sondeos hay que prestar atención para no introducir HC en ellos, por lo que no deben emplearse lubricantes en las roscas, el agua de la inyección debe ser limpia y sumamente cuidadoso el manipuleo y envasado de las muestras.

- La selección de las muestras de suelo para las determinaciones analíticas de laboratorio, normalmente se efectúa mediante una apreciación macroscópica en boca de pozo, teniendo en cuenta el grado de impregnación, el olor y la iridiscencia.

- Para el muestreo de agua subterránea es conveniente que transcurra al menos una semana desde la finalización del sondeo, a fin de permitir el ingreso de los HC, especialmente los viscosos que tienen una dinámica mucho más lenta que el agua.

- La variación del potencial hidráulico en sentido vertical permite predecir la tendencia a la contaminación en profundidad. En el aspecto areal, la red de flujo

subterráneo resulta imprescindible para determinar la ubicación de los sitios más comprometidos frente a la contaminación.

- Para remediar el suelo deteriorado, salvo muy raras excepciones, es necesario renovarlo, prepararlo, tratarlo y disponerlo nuevamente en el mismo sitio de donde se lo sacó o en otro. El costo del diagnóstico es notoriamente más bajo que el de la remediación (normalmente inferior al 5%) por lo que a fin de evitar movimientos innecesarios de suelos, hay que delimitar las manchas con la mayor precisión posible, lo que se logra con una adecuada distribución de sondeos y toma de muestras.

- La remediación del agua subterránea es bastante más complicada que la del suelo, debido a la baja recuperación de HC en relación al agua bombeada, particularmente si el HC es del tipo viscoso. Alguna mejora se puede lograr en el índice de recuperación, inyectando vapor de agua o sustancias tensoactivas. Sin embargo las dificultades en el mejoramiento de la calidad hace que una de las prácticas más utilizada sea contener al agua contaminada dentro de los límites del predio que originó la contaminación, lo que se consigue generando un cono de depresión por bombeo.

- Ninguna técnica de remediación tendrá resultado exitoso si se mantienen las fuentes de polución y el ingreso de los contaminantes al suelo y al agua. Por ello antes de intentar la limpieza, deben identificarse dichas fuentes a efectos de repararlas o desactivarlas (pérdidas en tanques y tuberías, derrames, vertidos, disposición de efluentes, etc.).

11. BIBLIOGRAFÍA

ADAMS, B & FOSTER, S.S.D. 1992. Land-surface zoning for groundwater protection. J. Inst. Water & Environmental Management. London. 6 (3): 312-321.

ALBERTA ENVIRONMENT. 1991. Alberta User Guide for Waste Managers. Edmonton.

ALBERTA ENVIRONMENT. 1983. Guidelines for Disposal of Sulfur Containing Solid Wastes. Edmonton.

ALBERTA ENVIRONMENT. 1987. Guidelines for Industrial Landfills. Edmonton.

ALBERTA ENVIRONMENT. 1988. Guidelines for Land Treatment of Industrial Waste. Edmonton.

ALBERTA ENVIRONMENT. 1988. Hazardous Waste Storage Guidelines. Edmonton.

ALEKSEEV, V.S. & KOMMUNAR, GM 1976. Confined seepage structures and their design.. In: Artificial recharge of groundwater, p. 35-42. MDNTP Pub. (in Russian).

ALLER, L; BENNET,T; LEHR, J.H; PETTY, R.J & HACKETT, G. 1987. Drastic, a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic setting U.S. Environmental Protection Agency, Ada, OK. EPA Report 600/2-87-035: 1-455.

ANDREU, J. 1993. Conceptos y métodos para la planificación hidrológica. CIMNE. Barcelona: 1-391.

ARPEL. 1995. Guía para el manejo de residuos sólidos de refinerías de petróleo. Alberta.

AUGE M. 1986. Hydrodynamic Behavior of the Puelche Aquifer in Matanza River Basin. Ground Water. Vol. 24 # 5: 636-642. Dublin, Ohio.

AUGE, M. 1993. Análisis ambiental en relación al estado del suelo y del agua subterránea en una refinería de petróleo del Conurbano Bonaerense. Seminario Hispano - Argentino sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Actas: 383-395. Mar del Plata.

AUGE M. 1995. Primer Curso de Posgrado de Hidrogeología Ambiental. UBA: 1-65. Buenos Aires.

AUGE, M. 1996. Identificación y remediación de la contaminación ambiental con hidrocarburos en el suelo y el agua subterránea. Segundas Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria Petrolera. Actas: 463-483. San Martín de los Andes.

AUGE, M. y M.I. NAGY 1996. Origen y Evolución de los nitratos en el suelo y el agua subterránea de La Plata - Argentina. Tercer Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Actas: 1-12. San Luis Potosí – México.

AUGE, M. 1997. Deterioro de acuíferos por sobreexplotación y contaminación. Congreso Internacional sobre Aguas: 1- 40. UBA. Buenos Aires.

AUGE M. 1997. Investigación hidrogeológica de La Plata y alrededores. Universidad de Buenos Aires. Tesis Doctoral: 1-171, 58 mapas, 36 tablas, 86 figuras.

AUGE M. 1999. Hidrogeología de Argentina, Buenos Aires, Mendoza y Santa Fe. Banco Mundial: 1- . Buenos Aires.

AUGE M. 2001. Vulnerabilidad de acuíferos semiconfinados. Ensayo preliminar. Red CyTED de Vulnerabilidad de Acuíferos. Inéd: 1-4. La Plata.

AUGE M. HERNÁNDEZ M. y L. HERNÁNDEZ 2002. Actualización del conocimiento del Acuífero semiconfinado Puelche en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. XXXII IAH & VI ALHSUD Congress. Actas: 629-633. Mar del Plata. Argentina.

AUGE M. HIRATA R. y F. LÓPEZ VERA 2003. Vulnerabilidad a la contaminación con nitratos del Acuífero Puelche en La Plata – Argentina. CEAL. Inéd: 1- 201. Madrid.

AUGE, M. 2004. Hidrogeología Ambiental – Sexto Curso de Posgrado. UBA. Inéd: 1-283. Buenos Aires.

BINDEMAN, N.N. Ed. 1975. Regional assessments of groundwater resources. Nauka Publ: 1-136. (in Russian).

BOCHEVER, F.M. 1968. The theory and practical methods of hydrogeological computations of groundwater development. Nedra Publ. Moscow: 325 p (in Russian).

BOCHEVER, F.M. & ORADOVSKAYA, A.E. 1972. Hydrogeological substantiation of protection of groundwater and water-supply wells from pollution. Nedra Publ. Moscow: 129 p (in Russian).

BOCHEVER, F.M. & ORADOVSKAYA, A.E. 1974 Methodological recommendations on prediction of wastewater distribution in aquifers. VODGEO Publ. Moscow: 126 p (in Russian)

BOCHEVER, F.M. & ORADOVSKAYA, A.E. 1976, # 2. Problems of groundwater pollution control. Sovetskaya Geologiya: 59-70 (in Russian).

BOCHEVER F.M; LAPSHIN, N.N & ORADOVSKAYA, A.E. 1979. Protection of groundwater from pollution. Nedra Publ. Moscow: 254 p (in Russian).

BOGOLYUBOV, K.S. & BURCHAK, T.V. 1976. Recharge structures of the open type. Design features and production computations. In Artificial recharge of groundwater: 21-35. MDNTP Publ. Moscow (in Russian).

BRITISH COLUMBIA MINISTRY OF THE ENVIRONMENT. 1989. Criteria for Managing Contaminated Sites in British Columbia. Victoria.

BURCHAK, T.V. 1978. Recharge basins. Budivelnik Publ: 152 p (in Russian). Calculations for water-supply wells. Editor: BOCHEVER, F.M.

CARBONELL A. 1993. Groundwater vulnerability assessment: predicting relative contamination potential under conditions of uncertainty. National Research Council. National Academy Press: 1-204. Washington DC.

CIVITA M. CHIAPPONE A. FALCO M. e P. JARRE. 1990. Preparazione della carta di vulnerabilità per la rilocalizzazione di un impianto pozzi dell' Aquedotto di Torino. Proc. 1st. Conv. Naz. "Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee: Metodologie, Tecnologie e Obiettivi. Vol. 2: 461-462. Marano sul Parnaro.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. 1991. National Guidelines for the Landfilling of Hazardous Waste. Ottawa.

COHEN, S. 1992. Results of the national drinking water survey: pesticides, nitrates and well characteristics. *Water Well Journal* - Aug: 35-38.

CPPI (PACE) REPORT # 90-5. 1990. Waste Management Guidelines for Petroleum Refineries and Upgrades. Second Edition; prepared by Monenco Consultants Ltd. For Canadian Petroleum Products Institute. Ottawa.

CUSTODIO, E. 1989 a. Strict aquifer control rules versus unrestricted ground-water exploitation: comments on economic consequences. *Groundwater Economics. Developments in Water Science # 39*. Elsevier: 381-395.

CUSTODIO, E. 1989 b. The role of groundwater quality in the decision-making process for water resources. *Groundwater Management Quantity and Quality*. Intern. Assoc. Scientific Hydrology Publ. # 188: 87-99.

CUSTODIO, E. 1993 a. Hydrogeological and hydrochemical aspects of aquifer overexploitation. *Selected Papers*. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Heise.

CUSTODIO, E. 1993 b. In groundwater overexploitation a new hydrogeological concept. *Ingegneria e Geologia degli Acquiferi Groundwater Geoengineering*, IGEA, Rev. Sez. Ital. Acque Sotterranee, Assoc. Mineraria Subalpina. Torino. 2: 5-14.

CUSTODIO, E. 1993 c. Aquifer intensive exploitation and over-exploitation with respect sustainable development. *Environmental Pollution: Science, Policy, Engineering*. European Centre for Pollution Research. 2: 509-516.

CUSTODIO, E. 1993 d. Protección de acuíferos y su correcta explotación: perímetros de protección. *La Economía del Agua*. Sociedad General de Aguas de Barcelona. Barcelona: 69-105.

CUSTODIO E. 1995. Consideraciones sobre el concepto de vulnerabilidad de los acuíferos a la polución. *II Seminario Hispano – Argentino sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea*. Serie Correlación Geológica # 11: 99-122. San Miguel de Tucumán.

CUSTODIO, E & DIJON, R. 1991. Groundwater overexploitation in developing countries. Report of an Interregional Workshop, Gran Canaria, Canary Islands, Spain. U.N. Dept. of Technical Cooperation for Development. New York. 1992: 1-116.

DOERFLIGER N & F. ZWAHLEN 1997. EPIK: a new method for outlining of protection areas in karstic environment. In Gunay & Jonshon (Ed). *Int. Symp. on Karst Waters and Environ. Impacts*. Antalya, Turkey, 1997. Balkema: 117-123. Rotterdam.

DUIJVENBOODEN, W. & WAEGENINGH, H.G. 1987. Vulnerability of soil and groundwater to pollutants. TNO/RIVM, Proceedings and Information # 38, The Hague: 1-143.

EPA 1987. Guidelines for delineation of wellhead protection areas. U.S. Environmental Protection Agency. Ada. OK.

EPA. 1991. A review of methods for assessing the sensitivity of aquifers to pesticide contamination. Preliminary document: 1-21. Washington DC.

FOMIN V.M. Editor 1978. Evaluation of changes in hydrogeological conditions under the human impact. Nedra Publ. Moscow: 264 p (in Russian).

FAVORIN, N.N. 1967. Artificial recharge of groundwater. Nauka Publ. Moscow: 198 p (in Russian).

FENGE T. 1976. Geomorphic aspects of sanitary landfill site selection. Western Geogr. Ser. 12: 241-286. Victoria BC.

FOSTER, S.S.D. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants. TNO/RIVM. Proceedings and Information 38: 69-86. The Hague:

FOSTER, S.S.D. & HIRATA, R. 1988-1991. Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. WHO-PAHO/CEPIS: 1-78. Lima.

FRANKLIN, N. 1991. Disposal of Contaminated Soil; position paper for Petro-Canada Products.

GAZIZOV, M.S; BANKOVSKAYA, V.M. & MALYSHENKO, V.S. 1974. Management of the water regime is a promising direction of depletion and pollution control of water bodies. Vodnye Resursy # 1: 135-141 (in Russian).

GARRET, P. & T.L. POTTER. 1989. Groundwater Sampling Manual for Underground Storage Tank Sites. Depart. of Env. Port. Maine.

GOLDBERG, V.M. 1973. Hydrogeological forecasts of polluted groundwater movement. Nedra Publ: 1-170. Moscow. (in Russian).

GOLDBERG, V.M. 1979. Methodological guide on groundwater pollution control. SEV Publ: 1-63. Moscow. (in Russian).

GOLDBERG, V.M. 1979. Regime observations in connection with groundwater pollution control. In Studying and mapping on the groundwater regime. Nedra Publ: 40-46. Moscow. (in Russian).

GOLDBERG, V.M. 1980. Methodological recommendations of hydrogeological studies and forecasts of control of groundwater protection. VSEGINGEO Publ: 1-86. (in Russian).

GOLDBERG, V.M. 1983. Natural and artificial factors of groundwater protections. *Byullyuten Moskovskogo Obshchestva Ispytatelei Prirody* # 2: 103-110. (in Russian).

HAIMES, Y.Y. 1992. Sustainable development; an holistic approach to natural resource management. *Water international* # 17: 187-192.

INTERA KENTING. 1991. Manual of Petroleum Contaminated Soil Treatment Technologies; prepared for Canadian Petroleum Products Institute National Petroleum Contaminated Soil Task Force. Nepean, Ontario.

JEDLITSCHKA, J. 1991. Qualitative aspects. The Management of Ground Water Resources: Preparation for a Ministerial Seminar. European Insitute for Water: 1-16. Paris - Bruxelles.

KHORDIKAINEN, M.A. 1974. On the methods of areal subdivision of the area of the URSS according to conditions of creation of artificial resources of groundwater. *Razvedka i Okhrana Nedra* # 1: 38-45. (in Russian).

KHORDIKAINEN, M.A. 1974. On artificial recharge of groundwater. *Vodnye Resursy* # 2: 170-179. (in Russian).

KHORDIKAINEN, M.A. 1975. Particularities of artificial recharge in fractured and karst groundwater reservoirs. *Vodnye Resursy* # 2: 122-132. (in Russian).

KHORDIKAINEN, M.A. 1977. Interaction of ground and surface waters and their integrated use in national economy exemplified by the Karakengir River Basin in the Dzhezkazgan industrial region. In: *Surface and groundwater and water balance*. VSEGINGEO Pub: 38-50. Moscow. (in Russian).

KHORDIKAINEN, MA 1979. Artificial recharge of groundwater in the area of water-supply wells of Tbilisi. In: *Artificial recharge of groundwater*. VSEGINGEO Publ: 37-42. Moscow. (in Russian).

KONOVOV, I.V. 1972. Preparation of river water and industrial waste water for artificial groundwater recharge. In: *Problems of artificial recharge of groundwater of the arid zone of Ukraine*. Naukova Dumka Publ: 67-71. Kiev. (in Russian).

KOVALENKO, G.G. & KHORDIKAINEN, M.A. 1979. Evaluation of artificial recharge of groundwater in the area of water-supply wells in the Sherubai-Nura Valley (district of Karaganda) using the analog modeling technique. In: *Problems of evaluations of the safe yield of groundwater* # 130: 57-71. VSEGINGEO Publ. Moscow. (in Russian).

LALLEMAND-BARRÉS, A. & ROUX, J.C. 1989. Guide méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine. *Manuels & Méthodes* 19: 1-221. Editions du BRGM. Paris - Orléans.

LLAMAS, M.R. 1984. Política hidráulica y génesis de mitos hidráulicos en España. *Cimbra*: 16-25. Madrid.

LLAMAS, M.R. 1991. Consideraciones iniciales sobre el pasado, presente y futuro de las aguas subterráneas en España. Revista de Obras Públicas. Dic. 1991: 7-12. Madrid.

LAPHSIN, N.N. 1976. Calculations for water-supply wells under artificial recharge conditions. In: Artificial recharge of groundwater. MDNTP Publ: 42-52.. Moscow. (in Russian).

LUKNER, L. & SHESTAKOV, V.M. 1976. Modeling of groundwater flow. Nedra Publ: 1-407. Moscow.

MARCOLONGO B. e L. PRETTO 1987. Vulnerabilità degli acquiferi nella pianura a nord di Vicenza. Publ. GNDICI-CNR # 28: 1-13.

MARGAT J. 1968. Vulnérabilité des nappes d'eau souterraines à la pollution. Bases de la cartographie. BRGM # 68. SLG 198 HYD. Orléans.

MARTÍNEZ NAVARRETE, C; MORENO MERINO. L y LÓPEZ GETA, J.A. 1991. Análisis comparativo de los métodos para la determinación de perímetros de protección de las captaciones de aguas subterráneas. III Simposio sobre el Agua en Andalucía - Córdoba. ITGE I: 513-524. Madrid .

MATTHESS, G; FOSTER, S.S.D & SKINNER, A.CH. 1985. Theoretical background, hydrogeology and practice of groundwater protection zones. Intern. Contributions to Hydrogeology # 6: 1-204 . Inter. Assoc. Hydrogeologists. Heise.

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUEBEC. 1990. Guide des Methodes de Conservation et d'Analyses des Echantillons d'Eau et de Sol.

MINKIN, E.L. 1967. Hydrogeological computations for delineation of zones of sanitary protection of water-supply wells. Nedra Publ: 1-124. Moscow. (in Russian).

MINKIN, E.L. 1972. Studies and approximate computations for groundwater protection. Nedra Publ: 1-112. Moscow. (in Russian).

MINKIN, E.L. 1972. Main problems of groundwater protection. Vodnye Resursy # 2: 25-30. (in Russian).

MINKIN, E.L. 1973. Interrelation between surface and groundwater and its importance to solution of some hydrogeological and water-management problems. Stroiizdat: 1-59. Moscow. (in Russian).

MIRONENKO, V.A; RUMYNIN, V.G & UCHAEV, V.K. 1980. Groundwater protection in mining regions. Nedra Publ: 1-320. Leningrad. (in Russian).

NATIONAL PETROLEUM REFINERS' ASSOCIATION REPORT AM-90-48. 1990. Treatment Technologies for Refinery Wastes and Wastewater's; address by D. Schleck. Washington.

PARRIAUX, A; MANDIA, J. & DUBOIS, J.D. 1990. The concept of protection zones in karstic mountains. Mém. 22nd. Congress Inter. Assoc. Hydrogeologists. XXII: 1136-1143. Lausanne

PÉREZ ADÁN, J. 1992. El pensamiento "ecológico" de Juan Pablo II. Estudios sobre la Encíclica "Centesimus Annus" : 333-350. Aedos - Unión Ed. Madrid.

PLOTNIKOV, N.A. & SYCHEV, K.I. 1976. Estimating the safe groundwater yield in the case of artificial recharge. Nedra Publ: 1-152. (in Russian).

PLOTNIKOV, N.I.; PLOTNIKOV N.A & SYCHEV, K.I. 1978. Hydrogeological principles of artificial recharge of groundwater. Nedra Publ: 1-311. Moscow. (in Russian).

SCHMIDT R. 1987. Groundwater contamination susceptibility in Wisconsin. Wis. Dpt. of Nat. Res. Groundw. Manag. Plan Rep. # 5. WR 177-87: 1-27. Madison.

SAHUQUILLO, A. Ed. 1983. Utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas. Servicio Geológico de Obras Públicas. Madrid.

SHAMOV, G.I. 1969. Rivers sediments. Gidrometeoizdat: 1-378. Leningrad. (in Russian).

SHESTAKOV, V.M. 1961. Principles of hydrogeological computations for leakage from industrial waste water storage reservoirs. VODGEO Publ: 1-100. (in Russian).

SHESTAKOV, V.M. 1973. Groundwater dynamics. MGU Publ: 1-327.

SOTORNÍKOVÁ R. & VRBA J. 1987. Some remarks on the concept of vulnerability maps. In Vulnerability of soil and groundwater to pollutants (W. van Duijvenbodeen and H.G. van Waegeningh, eds.), TNO Committee on Hydrogeological Research, The Hague, Proceedings and Information N° 38, p. 471-476.

STANKEVICH, R.A. & CHEREPANSKII, M.M. 1979. Problems of assessments of the effect of water-supply wells on the discharge of Byelorussian rivers. In: Particularities of formation of hydrogeological and engineering-geological conditions of Byelorussia. Nauka i Tekhnika Publ: 1-176. Minsk. (in Russian).

SYCHEV, K.I. 1975. Hydrogeological substantiation of artificial recharge of groundwater (Methodological recommendations). VSEGINGEO Publ: 1-100. Moscow. (in Russian).

SYCHEV, K.I. 1976. Particularities of hydrogeological and hydrological investigations in artificial recharge of groundwater. In: Proceedings of Workshop on Artificial Recharge. MDNTP Publ: 82-89. (in Russian).

SYCHEV, K.I. & KHORDIKAINEN, M.A. 1977. Methods of studies for substantiation of artificial recharge of groundwater. Principles of hydrogeological areal subdivision according to artificial recharge conditions. SEV Publ: 1-106. Moscow. (in Russian).

TRIPET J. P. DOERFLIGER N. & F. ZWAHLEN 1997. Vulnerability mapping in karst areas and its uses in Switzerland. *Hydrogéologie* 3: 15-57.

URSS Standard 2874-83 1983. Drinking water. Izdatelstvo Standartov: 1-8. Moscow. (in Russian).

USENKO, V.S. 1972. Artificial recharge and induced recharge wells. *Nauka i Tekhnika Publ*: 1-153. Minsk. (in Russian).

VAN STEMPVOORT D. EWERT L. & L. WASSENAAR 1992. AVI: A method for groundwater protection mapping in the Prairie provinces of Canada. Prairie Provinces Water Board, Regina, Saskatchewan.

VILLUMSEN A. JACOBSEN O. & C. SONDESKOV 1983. Mapping the vulnerability of groundwater reservoirs with regard to surface pollution. *Geol. Surv. of Denmark. Yearbook 1982*: 17-38. Copenhagen

VRBA J. & A. ZAPOROZEC (Ed.) 1994. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH. Vol. 16: 1-131. Verlag Heinz Heise. Hannover.

VRBA, J. 1991. Mapping of groundwater vulnerability: working paper. IAH Groundwater Protection Commission Meeting, Tampa, Fla. UNESCO-Intern. Hydrological Programme IV, Project M 1.2. (a).

WCED 1987. Our common future. World Commission on Environment and Development. Oxford Univ. Press, Oxford, U.K. Workshop on artificial recharge of groundwater.

ZAEZZHEV, N.M; GORBENKO, G.F. et al. Results of operations in artificial replenishment of confined groundwater in the Plain Crimea. In: Problems of artificial replenishment of groundwater in the arid zone of Ukraine. *Naukova Dumka Publ*: 35-41. Kiev. (in Russian).

ZAPOROZEC A. (Ed.) 1985. Groundwater protection principles and alternatives for Rock County. *Wis. Geol. and Nat. Hist. Survey. Sp. Rp. # 8*: 1-73. Madison.

EPA Promulgates

Phase II Contaminants

The U.S. Environmental Protection Agency (EPA) announced in the January 14, 1991 Federal Register that it has set final drinking water standards for 33 contaminants and has re-

proposed standards for another five.

The regulations address 17 pesticides and 13 probable carcinogens.

These new regulations increase the

number of federally enforceable standards to 60 for drinking water contaminants.

The new regulations set Maximum Contaminant Levels (MCL's) for four widely used pesticides (alachlor, aldicarb, atrazine and pentachlorophenol), 13 other pesticides, 10 volatile organic compounds (VOC's), PCB, eight inorganic-compounds including cadmium, nitrate and nitrite, and two chemicals used in treating drinking water. The 33 final MCL's will take effect in July 1992 and EPA anticipates five re-proposed MCLs will be implemented by January, 1993. Below is a list of the 38 contaminants and their MCL's.

CONTAMINANT	CURRENT FINAL MCL	MCL	HEALTH EFFECT	SOURCES
Inorganic				
Asbestos		7 MFL	benign tumor	natural mineral deposits, also in asbestos/cement (NC) pipe
Barium (2)	1.0	2.0	circulatory system	natural mineral deposits, oil/gas drilling operations paint and other industrial uses
Cadmium metal	0.01	0.005	kidney	natural mineral deposits, finishing; corrosion product in plumbing
Chromium	0.05	0.1	liver, skin, digestive system, kidney	natural mineral deposits, metal finishing, textile, tanning and leather industries
Mercury	0.002	0.002	kidney; nervous system	industrial/chemical manufacturing, fungicide, natural mineral deposits
Nitrate	10.0	10.0	methemoglobinemia "blue baby, syndrome"	fertilizers, feedlots, sewage; naturally in soil, mineral deposits
Nitrite		1.0	methemoglobinemia "blue baby syndrome"	unstable, rapidly converted to nitrate; prohibited in working metal fluids
Total Nitrate/Nitrite		10.0		
Selenium	0.01	0.05	nervous system	natural mineral deposits; by-product of copper mining/smelting
Volatile Organics				
o-Dichlorobenzene chemical		0.6	nervous system, lungs, liver, kidney	industrial solvent, manufacturing
cis-1,2 dichloroethylene		0.07	circulatory, liver, nervous system	industrial extraction solvent
trans-1,2 dichloroethylene		0.1	circulatory, liver, nervous system	industrial extraction solvent
1,2 Dichloropropane		0.005	probable cancer, liver, lungs, kidney	soil fumigant, industrial solvent
Ethylbenzene		0.7	kidney, liver, nervous System	present in gasoline and insecticides, chemical manufacturing
Monochlorobenzene		0.1	kidney, liver, nervous System	pesticide manufacturing, metal cleaner, industrial solvent

CUADRO 6

GONTAMINANT	CURRENT MCL	FINAL MCL	HEALTH EFFECT	SOURCES
Tetrachloroethylene		0.005	probable cancer	dry cleaning/industrial solvent
Toluene		1.0	nervous system, kidney, lungs	thematic manufacturing, gasoline additive, industrial solvent
Xylenes		10.0	liver, kidney, nervous system	paint/ink solvent, gasoline refining by product, component of detergents
Pesticides and PCBs				
Alachlor		0.002	probable cancer	herbicide on corn and soybeans
Aldicarb (2)		0.003	nervous system	insecticide on cotton, potatoes
Aldicarb sulfone (2)	1	0.003	nervous system	degraded from aldicarb by plants
Aldicarb sulfoxide (2)		0.003	nervous system	degraded from aldicarb by plants
Atrazine		0.003	reproductive/and cardiac	widely used herbicide on corn and on non crop land
Carbofuran		0.04	nervous system and reproductive	soil fumigant/insecticide on corn/ cotton
Chlordane		0.002	probable cancer	soil insecticide for termite control, corn, potatoes
Dibromo (chloropropane DBCP, Nemaforme)		0.0002	probable cancer	soil fumigant on soybean, cotton; cancelled 1977
2,4 64)	0.1	0.07	liver, kidney, nervous system	herbicide for wheat, corn, rangelands
Ethylene Dibromide		0.00005	probable cancer	gasoline soil fumigant; solvent
additive, (EDB, Bromofume)				cancelled in 1984; limited uses continue
Heptachlor (H34, Heptox)		0.0004	probable cancer	insecticide on corn: cancelled in 1983 except for use in termite control
Heptachlor epoxide		0.0002	probable cancer	soil and water organisms convert heptachlor to epoxide
Lindane	0.004	0.0002	nervous system, liver, kidney	insecticide for seed, lumbar, livestock
Methoxychlor (DMDT, Mariate)	0.1	0.04	nervous system, liver, kidney	alfalfa, livestock insecticide
Polychlorinated Biphenyls (PCBs, Aroclor)		0.0005	probable cancer	electrical transformers, plasticizers; banned in 1979
Pentachloropheno chlorophenol (2)		0.001	probable cancer	wood preservative & herbicide; non-wood use banned in 1987
Toxaphene	0.005	0.003	probable cancer	insecticide/herbicide for cotton, so5,beans: cancelled in 1982
2,4,5TP (Silvex)	0.01	0.05	nervous system, liver, kidney	herbicide on rangelands, sugarcane, golf courses; cancelled in 1983
Treatment Techniques				
Epichlorohydrin	dosed a t20mg/l	0.01%	probable cancer, liver, kidney, lungs	epoxy resins and coatings; flocculents used in treatment
Acrylamide	dosed at 1 mg/l	0.005%	probable cancer, nervous system	flocculents used in sewage/wastewater treatment

- (1) Final MCL.s become effective July, 1992. At that time, the current MCL.s cease to be effective.

- (2) Levels for barium, aldicarb, aldicarb sulfone, aldicarb sulfoxide and pentachlorophenol are proposed. Final levels will be

established by July 1, 1991.

- million fibers per liter

CUADRO 7

Summary comparison of US primary regulations with Canadian, EEC, and WHO guidelines				
Substance	US Maximum Contaminant Level* mg/L	Canadian Maximum Acceptable Limit † mg/L	EEC Maximum Admissible Concentration ‡ mg/L	WHO Guideline Value mg/L
Inorganics				
Arsenic	0.05	0.05	0.05	0.05
Barium	1.0	1.0	0.1	NS
Cadmium	0.01	0.005	0.005	0.005
Chromium	0.05	0.05	0.05	0.05
Fluoride	4.0	1.5	NSI	1.5
Lead	0.05	0.05	0.05	0.05
Mercury	0.002	0.001	0.001	0.001
Nitrate	10.0	10.0	50	10.0
Selenium	0.01	0.01	0.01	0.01
Silver	0.05	0.05	0.01	NS
Microbials				
Coliforms-orrmmiswu/100 ml	<1	10	0	0
Turbidity- min	1-5	5.0	0-4	< 1
Organics				
2,4-D	0.1	0.1	NS	0.001
Endrin '	0.0002	0.0002	NS	NS
Lindane	0.0004	0.004	NS	NS
Methoxychlor	0.1	0.1	NS	0.001
Pesticides (total)	NS	0.1	0.005	NS
Toxaphene	0.005	0.005	NS	NS
2,4,5-TP silvex	0.01	0.01	NS	
NS				
Trihalomethanes	0.10	0.35	0.001	0.03 (CHC1 ₃ only)
Radionuclides				
Beta particle and photon activity	4 mrem	NS	NS	1.0 Bq/L§
Gross alpha particle activity	15 pCi/L	NS	NS	0.1 Bq/L§
Radium.226 + radium-228	5 pCi/L	1 Bq/L§	NS	NS
Volatile organic chemical				
Benzene	0.005	NS	NS	0.01
Carbon tetrachloride	0.005	NS	NS	0.003
1,1 .Dichloroethylene	0.007	NS	NS	0.003
1,2-Dichloroethane	0.005	NS	NS	0.01
para-Dichlorobenzene	0.075	NS	NS	NS .
1,1,1-Trichlorethane	02	NS	NS	NS
Trichloroethylene	0.005	NS	NS	0.03
Vinyl chloride	0.002	NS	NS	NS

* Enforceable

† Nonenforceable

‡ No standard

§ Becquerels per litre

CUADRO 7

Summary comparison of US secondary regulations with Canadian, EEC, and WHO guidelines					
Substance	US Secondary Maximum Contaminant Level*	Canadian Maximum Acceptable Limit*	EEC		WHO Guideline Value
			Guide Level*	Maximum Admissible concentration	
Chloride	250 mg/L	250 mg/L	25 mg/L	NSt	250 mg/L
Color	15 cu	15 cu	1 mg Pt-Co/L	20 mg Pt-Co/L	15 cu
Copper	1 mg/L	1.0 mg/L	100 ug at treatment plant: 3.000 ug after 12 Hours in piping	NS	1.0 mg/L
Corrosivity	noncorrosive				
Fluoride	2 mg/l	1.5 mg/L		Water should not be aggressive according to average temperature in the area	1.5 mg/L
Foaming manta	0.5 mg/L	NS		NS	Ns
Iron	0.3 mg/L	0.3 mg/L	50 ug/L	300 ug/L	0.3 mg/L
Manganese	0.05 mg/L	0.06 mg/L	20 ug/L		50 ug/L
0.1 mg/l					
Odor	3 TON		0 dilution number	2 dilution number at 54° F (12° C)	
pH	6.5-8.5	6.5-8.5	6.5-8.5	NS	6.5-8.5
Sulfate	250 mg/L	500 mg/L	25 mg/L	NS	400 mg/L
Total dissolved					
solids	500 mg/L	500 mg/L	NS	NS	1.000 mg/L
Zinc	5 mg/L	5 mg/L	100 ug at treatment plant: 5000 ug after 12 hours in piping	NS	5.0 mg/L

*Non enforceable

NORMA CANADIENSE**Explanation of Terms****Maximum Acceptable Concentrations (MAC)**

Maximum acceptable concentrations have been established for certain substances that are known or suspected to cause adverse effects on health. They have been derived to safeguard health on the basis of lifelong consumption. To the extent possible, the use of drinking water for all usual domestic purposes, including personal hygiene, has been considered in the derivation of the guidelines. However, water of higher quality may be required for some special purposes, including renal dialysis.

Drinking water that continually contains substances at levels greater than the maximum acceptable concentrations will contribute significantly to consumers' exposure to these substances and may, in some instances, be capable of inducing deleterious effects on health. However, short-term excursions above the maximum acceptable concentrations do not necessarily mean that the water constitutes an undue risk to health. The amount by which, and the period for which, the maximum acceptable concentration can be exceeded without posing a health risk must be assessed by taking into account the toxicity of the substance involved. When the maximum acceptable concentration for a contaminant is exceeded, however, the minimum action required is immediate resampling. If the maximum acceptable concentration continues to be exceeded, the authorities responsible for public health should be consulted concerning appropriate corrective action.

Interim Maximum Acceptable Concentrations (IMAC)

In those instances where there were insufficient toxicological data to derive a maximum acceptable concentration (MAC) with reasonable certainty, interim values have been recommended, taking into account the available health-related data, but employing a larger factor to compensate for the additional uncertainties involved. An interim value was also established for those substances for which estimated lifetime risks of cancer associated with the guideline (the lowest level that was practicably achievable) were greater than those deemed to be essentially negligible. Because of the nature of interim maximum acceptable concentrations, they will be reviewed periodically, as new toxicological data and developments in methods of quantitation and/or treatment become available.

Aesthetic Objectives (AO)

These apply to certain substances or characteristics of drinking water which can affect its acceptance by consumers or interfere with practices for supplying good water. For certain parameters, both aesthetic objectives and health-related guidelines (maximum acceptable concentrations) have been derived. Where only aesthetic objectives are specified, the values are below those considered to constitute a health hazard.

Microbiological Characteristics*

Coliform, Coliform Background, and Heterotrophic Plate Counts

All water supplies should be routinely analysed for coliform bacteria and the general bacteria(population. This general population can be estimated from either background colony counts on the total coliform membrane filters or heterotrophic plate counts (HPC) as outlined in Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Excessive concentrations of the general bacterial population can hinder the recovery of coliforms and thereby prevent the detection of a potential threat to public health.

The maximum acceptable concentration (MAC) for total coliforms is no organisms detectable per 100 mL. Because coliforms are not uniformly distributed in water, and are subject to considerable variation in enumeration, drinking water that fulfils the following conditions is considered to be in compliance with the total coliform MAC:

- 1) No sample should contain more than 10 total coliform organisms per 100 mL, none of which should be fecal coliforms; and
- 2) No consecutive samples from the same site should show the presence of coliform organisms; and
- 3) For community drinking water supplies:
 - a) not more than 10 percent of the samples based on a minimum of 10 samples should show the presence of coliform organisms; and
 - b) not more than one sample from a set of samples taken from the community on a given day should show the presence of coliform organisms.

** A modification to the previous guideline is proposed. If, after one year, no evidence is presented which questions the suitability of this proposal, it will be adopted as the guideline.*

If any of the above criteria are exceeded, corrective action should be taken immediately, in consultation with the local control agency. The most common immediate actions include increasing chlorine dosage, flushing water mains, using an alternative source of water, and advising consumers to boil drinking water.

If up to 10 total coliform organisms per 100 mL are detected from a single sample, or if the simple contains more than either 200 background colonies on a total coliform membrane filter per 100 mí- or more than 500 HPC colonies per millilitre, the cite should be resampled. If the presence of coliforms is reconfirmed (see 2, above), the cause should be determined and corrective action taken as appropriate. If there is a recurrence of unacceptable background or heterotrophic plate counts, an inspection of the system should be undertaken to determine the cause. If remedial action is deemed necessary, special sampling should continue until consecutive samples comply with the guidelines.

Viruses and Protozoa

Standards for viruses and protozoa are not proposed at chis time. It is desirable, however, that no virus or protozoa (e.g. Giardia) be detected. The available information suggests that a well-managed water treatment system providing effective filtration and disinfection and maintaining an adequate free chlorine residual should produce water of an acceptable virological and protozoological quality.

Sampling

The frequency of sampling should depend on the quality of the source-water, the number of water sources, the past frequency of unsatisfactory samples, the adequacy of treatment and capacity of the treatment plant, the size and complexity of the distribution system, the practice of disinfection, and the size of the population served. The following is offered as a guide:

Population Served	Min. No. Samples Per Month
up to 5000	4
5000 to 100 000	1 per 1000 of population
more than 100 000	90 + 1 per 10 000 population

Disinfection

Disinfection is the one step in water treatment specifically designed to destroy pathogenic organisms and thereby prevent waterborne diseases. Alone, disinfection is not always sufficient to produce a supply of adequately treated water from every source. Other treatments may be necessary both to make disinfection effective and to satisfy other criteria for the quality of drinking water. The disinfecting agents commonly used in water treatment today are chlorine and its compounds, and ozone.

Turbidity

The maximum acceptable concentration for turbidity is 1 nephelometric turbidity unit (NTU) for water entering a distribution system. A maximum of 5 NTU may be permitted if it can be demonstrated that disinfection is not compromised by the use of this less stringent value. An aesthetic objective (AO) of 5 NTU has been set for the point of consumption.

The presence of turbidity can have significant effects both on the microbiological quality of drinking water and on the detection of bacteria and viruses. Waterborne bacteria and viruses can be embedded in, or adhered to, particles in the raw water. In addition, these organisms can be entrapped within floc particles formed during water treatment. Thus, turbidity in finished water can contain undesirable micro-organisms, which may not be detectable, or may be grossly underestimated by current detection methods. More important, however, is the capacity of turbidity-causing material to interfere with the disinfection process. Depending upon the composition of the turbidity, interference with chlorination can range from negligible to severe. It must also be noted that any sudden increase in the turbidity of the finished water indicates deteriorating quality of the raw water or loss of control in the water treatment processes. (See also Table 1 under Chemical and Physical Characteristics section.)

Chemical and Physical Characteristics

The guidelines for chemical and physical parameters are outlined in Table 1. All values are expressed in units of milligrams per litre, unless otherwise stated. The column entitled "Status" indicates whether the guidelines are proposed or under review. If, after one year, no evidence is presented which questions the suitability of the proposed values, they will be adopted as the guidelines. Parameters deleted from the 1987 version of the guidelines are methy1 parathion and total pesticides. Table 2 lists the new parameters which are currently under review.

CUADRO 8

Table 1

Parameter	MAC	IMAC	AO	Status
Aldicarb	0.009			
Aldrin +.Dieldrin	0.0007			Under Review
Ammonia ⁽¹⁾				Proposed
Arsenic	0.05			Under Review
Asbestos ⁽¹⁾				
Atrazine		0.06		
Azinphos-methyl	0.02			
Barium		1.0		Proposed
Bendiocarb	0.04			
Benzene	0.005			
Benzo(a)pyrene	0.00001			
Boron	5.0			Under Review
Bromoxynil		0.005		
Cadmium	0.005			
Calcium ⁽¹⁾				Proposed
Carbaryl	0.09			
Carbofuran	0.09			
Carbon tetrachloride	0.005			
Chlordane	0.007			Under Review
Chloride			≤ 250	Proposed
Chlorpyrifos	0.09			
Chromium	0.05			
Colour			≤ 15 TCU	
Copper			≤ 1.0	Under Review

CUADRO 8

Parameter	MAC	IMAC	AO	Status
Cyanazine		0.01		
Cyanide	0.2			Under Review
Diazinon	0.02			
Dicamba	0.12			
Dichlorobenzene, 1,2-	0.2		≤ 0.003	
Dichlorobenzene, 1,4-	0.005		≤ 0.001	
Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) + metabolites	0.03			Under Review
Dichloroethane, 1,2-		0.005		Proposed
Dichloromethane	0.05			
Dichlorophenol, 2,4 -	0.9		≤ 0.0003	
Dichlorophenoxyacetic acid, 2,4- (2,4-D)	0.1			Under Review
Diclofop-methyl	0.009			
Dimethoate		0.02		
Diquat	0.07			
Diuron	0.15			
Ethylbenzene			≤ 0.0024	
Fluoride ⁽²⁾	1.5			Under Review
Gasoline ⁽¹⁾				
Glyphosate		0.28		
Hardness ⁽³⁾				
Heptachlor + heptachlor epoxide	0.003			Under Review
Iron			≤ 0.3	Proposed
Lead ⁽⁴⁾	0.01			Proposed

CUADRO 8

Parameter	MAC	IMAC	AO	Status
Lindane	0.004			Under Review
Magnesium ⁽¹⁾				Proposed
Malathion	0.19			
Manganese			≤ 0.05	Proposed
Mercury	0.001			
Methoxychlor	0.9			
Metolachlor		0.05		
Metribuzin	0.08			
Monochlorobenzene		0.08	≤ 0.03	Proposed
Nitrate ⁽⁵⁾	45.0			Proposed
Nitrilotriacetic acid (NTA)	0.05			Under Review
Odour		Inoffensive		
Paraquat		0.01		
Parathion	0.05			
Pentachlorophenol	0.06		≤ 0.03	
pH ⁽⁶⁾		6.5-8.5		
Phorate		0.002		
Picloram		0.19		Proposed
Selenium	0.01			
Simazine		0.01		
Sodium ⁽⁷⁾			≤ 200	Proposed
Sulphate ⁽⁸⁾			≤ 500	Proposed
Sulphide (as H ₂ S)			≤ 0.05	Proposed
Taste		Inoffensive		
Temephos		0.28		

CUADRO 8

Parameter	MAC	IMAC	AO	Status
Temperature			≤ 15° C	
Terbufos		0.001		
Tetrachlorophenol, 2,3,4,6-	0.1		≤ 0.001	
Toluene			≤ 0.024	
Total Dissolved Solids			≤ 500	Under Review
Triallate	0.23			
Trichloroethylene	0.05			Proposed
Trichlorophenol, 2,4,6	0.005		≤ 0.002	
Trichlorophenoxyacetic acid, 2,4,5- (2,4,5-T)	0.28		≤ 0.02	
Trifluralin		0.045		Proposed
Trihalomethanes	0.35			Under Review
Turbidity ^(9,10)	1 NTU		≤ 5 NTU	
Uranium	0.1			
Xylenes			≤ 0.3	
Zinc			≤ 5.0	Proposed

Dutch indicative values for contaminated sites*

Indicative values: A - Reference value** (background value)
 B - Indicative value for further investigation
 C - Indicative value for cleaning-up

Presence In: Substance	Soil (mg/kg dry weight)			Groundwater (ug/l)		
	A	B	C	A	B	C
I Metals						
Cr	100	250	800	20	50	200
Co	20	50	300	20	50	200
Ni	50	100	500	20	50	200
Cu	50	100	500	20	50	200
Zn	200	500	3000	50	200	800
As	20	30	50	10	30	100
Mn	10	40	200	5	20	100
Cd	1	5	20	1	2,5	10
Sn	20	50	300	10	30	150
Ba	200	400	2000	50	100	500
Hg	0,5	2	10	0,2	0,5	2
Pb	50	150	600	20	50	200
II Inorganic pollutants						
NH4 (as N)	-	-	-	200	1000	3000
F (total)	200	400	2000	300	1200	4000
CN (total free)	1	10	100	5	30	100
CN (total complex)	5	50	500	10	50	200
S (total)	2	20	200	10	100	300
Br (total)	20	50	300	100	500	2000
PO4 (as P)	-	-	-	50	200	700
III Aromatic compounds						
Benzene	0,01	0,5	5	0,2	1	5
Ethylbenzene	0,05	5	50	0,5	20	60
Toluene	0,05	3	30	0,5	15	50
Xylene	0,05	5	50	0,5	20	60
Phenols	0,02	1	10	0,5	15	50
Aromatics (total)	0,1	7	70	1	30	100
IV Polycyclic aromatic compounds (PCA's)						
Naphthalene	0,1	5	50	0,2	7	30
Anthracene	0,1	10	100	0,1	2	10
Fluorenylene	0,1	10	100	0,1	2	10
Pyrene	0,1	10	100	0,02	1	5
Benzo(a)pyrene	0,05	1	10	0,01	0,2	1
Total PCA's	1	20	200	0,2	10	40

Presence In: Substance	Soil (mg/kg dry weight)			Groundwater (ug/l)		
	A	B	C	A	B	C
V Chlorinated organic compounds						
Aliphatic chlor. comp. (Indiv.)	0,1	5	50	1	10	50
Aliphatic chlor. comp. (total)	0,1	7	70	1	15	70
Chlorobenzenes (Indiv.)	0,05	1	10	0,02	0,5	2
Chlorobenzenes (total)	0,05	2	20	0,02	1	5
Chlorophenols (Indiv.)	0,01	0,5	5	0,01	0,5	1,5
Chlorophenols (total)	0,01	1	10	0,01	0,5	2
Chlorinated PCA (total)	0,05	1	10	0,01	0,2	1
PCB (total)	0,05	1	10	0,01	0,2	1
EOC (total)	0,1	5	50	1	15	70
VI Pesticides						
Organic chlorinated - (Indiv.)	0,1	0,5	5	0,05	0,2	1
Org. chlorin. - (total)	0,1	1	10	0,1	0,5	2
Pesticides (total)	0,1	2	20	0,1	1	5
VII Other pollutants						
Tetrahydrofuran	0,1	4	40	0,5	20	60
Pyridine	0,1	2	20	0,5	10	30
Tetrahydrothiophene	0,1	5	50	0,5	20	60
Cyclohexanone	0,1	5	50	0,5	15	50
Styrene	0,1	5	50	0,5	20	60
Gasoline	20	100	800	10	40	150
Mineral oil	100	1000	5000	20	200	600

Source: Soil Clean-up Guideline, 1983

Notes

* to be used only in relation with the local situation and the use and function of the soil
 ** in the context of cleaning-up conditions

E. PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

	Parámetros	Resultados volumen de la muestra (en ml)	Nivel guía	Concentración máxima admisible	
				Método de membranas filtrantes	Método de los tubos múltiples (NMP)
57	Coliformes totales (1)	100	—	0	NMP 1
58	Coliformes fecales	100	—	0	NMP 1
59	Estreptococos fecales	100	—	0	NMP 1
60	Clostridium sulfitorreductores	20	—	—	NMP 1

Las aguas destinadas al consumo humano no deberán contener organismos patógenos.

A fin de completar, dado que es necesario, el examen microbiológico de las aguas destinadas al consumo humano, conviene buscar, además de los gérmenes que figuran en el cuadro E, los gérmenes patógenos, en particular:

- las salmonelas,
- los estafilococos patógenos,
- los bacteriófagos fecales,
- los enterovirus.

Por otro lado, las aguas no deberán contener:

- ni organismos parásitos,
- ni algas,
- ni otros elementos figurados (animálculos).

(1) Siempre que sea examinado un número suficiente de muestras (95% de resultados conformes).

	Parámetros		Resultados volumen de la muestra (en ml)	Nivel guía	Concentración máxima admisible	Observaciones
61	Recuento de los gérmenes totales en las aguas destinadas al consumo	37 °C	1	10 (1) (2)	—	
		22 °C	1	100 (1) (2)	—	
62	Recuento de los gérmenes totales para las aguas acondicionadas	37 °C	1	5	20	Los Estados miembros podrán, bajo su responsabilidad, cuando se respeten los parámetros 57, 58, 59 y 60, y en ausencia de gérmenes patógenos, acondicionar, para su uso interno, aguas cuyo recuento de gérmenes totales sea superior a los valores de concentración máxima admisible prescritos para el parámetro 62 Los valores de concentración máxima admisible habrán de medirse dentro de las 12 horas siguientes al acondicionamiento, manteniendo el agua de las muestras a una temperatura constante durante este período de 12 horas
		22 °C	1	20	100	

(1) Para las aguas desinfectadas, los valores correspondientes habrán de ser netamente inferiores a la salida de la estación de tratamiento.

(2) Toda extralimitación de estos valores que persista durante sucesivas extracciones de muestras, habrá de estar sujeta a comprobación.

1.4.3.1. LIMITES PERMISIBLES EN UN AGUA POTABLE

El cuadro siguiente permite formar criterio sobre la clasificación de las aguas para la bebida, según las normas aceptadas por O.S.N.

La aplicación de este criterio de potabilidad requiere cierta flexibilidad, puesto que no todos los componentes de un agua tienen la misma importancia higiénica y, por otra parte, resulta a veces imposible conseguir, en una determinada región, aguas que cumplan por completo las normas.

D A T O S	Máximo	Mínimo
QUIMICOS		
Color	12	—
Olor (Valor umbral en caliente).....	10	—
Turbiedad.....	2	—
Residuo a 105°C..... mg/l	2000	—
Dureza total (en CO ₃ Ca)..... "	200	40
Alcalinidad (en CO ₃ Ca)..... "	—	30
Cloro libre (Cl)..... "	0,2	—
Cobre (Cu ++)...... "	0,2	—
Plomo (Pb ++)...... "	0,05	—
Hierro (Fe +++)...... "	0,3	—
Manganeso (Mn ++)...... "	0,2	—
Cloruros (Cl -)...... "	700	—
Sulfatos (So ₄ =)...... "	300	—
Flúor (F-)...... "	2	—
Vanadio (V)...... "	0,5	—
Arsénico (As)...... "	0,12	—
BACTERIOLOGICOS		
Bacterias acrobias (Agar a 37°C - 24 horas).....	100 por ml	
Bacterias coliformes		
Aguas de pozos semisurgentes.....	< 2 por 100 ml	
Aguas superficiales purificadas.....	2,2 " " "	
Ps. pyocyanea	No debe contener	

Las características del agua representadas por las cifras máximas de color, olor y turbiedad, son las que pueden apreciar el común de los observadores.

1.4.3.2. ESPECIFICACIONES PARA AGUAS DE BEBIDA

	Valor Aconsejable	Valor Aceptable	Límite Tolerable
CARACTERISTICAS FISICAS			
Turbiedad (unidades)	<0,2	1	3
Color (unidades)	<2	5	12
Olor (umbral a 60°C)	1	5	10
Sabor (x)	—	—	—
CARACTERISTICAS QUIMICAS			
pH	pHs	pHs ± 0,2	pHs ± 0,5
Sólidos disueltos totales mg/l.	50-600	1.000	2.800
Alcalinidad total (CaCO ₃)	30-200	400	800
Dureza total (CaCO ₃)	30-100	200	400
Cloruro (Cl ⁻)	<100	250	700
Sulfato (SO ₄ ⁺⁺)	<100	200	400
Hierro total (Fe)	<0,05	0,10	0,20
Manganeso (Mn)	<0,01	0,05	0,10
Amoníaco (NH ₄ ⁺)	<0,05	0,20	1,00
Nitrito (NO ₂ ⁻)	(1)	<0,1	0,1
Nitrato (NO ₃ ⁻)	<45	45	—
Fluoruro (F ⁻)	—(1)	0,7-1,2	1,8
Arsénico (As)	no debe cont.	0,01	0,10
Plomo (Pb)	no debe cont.	0,01	0,05
Vanadio (V)	—	—	—

NOTA: Las llamadas (x), (1) y (3) deben ser consultadas en el texto del Fundamento para cada parámetro.

NORMAS DE POTABILIDAD
CODIGO ALIMENTARIO ARGENTINO
CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS

pH		6,0 – 8,5
pH sat. - pH	mg/l max.	± 0,2
Sólidos disueltos totales	mg/l max.	1.000
Alcalinidad total (Ca CO ₃)	mg/l max.	400
Dureza total (Ca CO ₃)	mg/l max.	200
Cloruro (Cl ⁻)	mg/l max.	250
Sulfato (SO ₄ ⁻)	mg/l max.	200
Hierro total (Fe)	mg/l max.	0,10
Manganeso (Mn)	mg/l max.	0,05
Amoníaco (NH ₄ ⁻)	mg/l max.	0,20
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg/l max.	0,10
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg/l max.	45
Fluoruro (F ⁻)	mg/l	0,7 – 1,2
Arsénico (As)	mg/l max.	0,5
Plomo (Pb)	mg/l	0,5
Plata (Ag)	mg/l	0,5
Cobre (Cu)	mg/l max.	0,2
Zinc (Zn)	mg/l max.	5,0
Cloro activo residual	mg/l max.	0,05

**Ley 24.051 – Desechos Peligrosos
Decreto Reg. 831/93**

Niveles guía de calidad de agua para fuentes de agua de bebida humana con
tratamiento convencional

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Ácido nitrilo-triacético	50
Acroleina	542
Aldicarb	3
Aldrín	0.03
Aluminio (total)	200
Amonio (ug/l NH ₄)	50
Antimonio (total)	10
Arsénico (total)	50
Atrazina	3
Bario (total)	1000
Benceno	10
Bencidina	0.0015
Bendiocarb	40
Benzo(a) pireno	0.01
Berilio (total)	0.039

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)	Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
BHC alfa	0.131	Diclorofenol (2.4 -)	0.3
BHC-beta	0.232	Diclorometano	50
DHC-gama (lindano)	3	Dicloropropano (1.2-1	5
Bis (2-cloroetil) éter	3.85	Dicloropropileno (1.2-)	87
Bis (clorometil) éter	0.000038	Dieldrín	0.03
Bis (2-cloroisopropil) éter	5	Dimetilfenol (2.4-)	400
Bis (etil-hexil) ftalato	21400	Dimetoato	20
Boro (total)	1000	Dinitrofenol (2,4-)	70
Bromometano	2	Dinitrotolueno (2.4-)	1.1
Bromoximil	5	Diquat	70
Cadmio (total)	5	Diuron	150
Carbaril	90	Endosulfan	138
Carbofurano	40	Endrín	0.2
Cianazina	10	Estireno	100
Cianuro (total)	100	Etilbenceno	700
Cinc (total)	5000	Fenol	2
Clordano	0,3	Fluoranteno	190
Clorobenceno	100	Fluoruro (total)	1500
Clorofenol (2-)	0.1	Forato	2
Cloroformo	30	Glifosato	280
Clorometano	1.9	Heptacloro	0.1
Clorpirifos	90	Heptacloro epóxido	0.1
Cloruro de vinilo	20	Hexaclorobenceno	0.01
Cobre (total)	1000	Hexaclorobutadieno	4,5
Cromo (total)	50	Hexaclorociclopentadieno	1
Cromo (+ 6)	50	Hexacloroetano	24
D (2,4 -)	100	Hidrocarb. arom. polinucleares	0.03
DDT	1	Hierro (total)	300
Diazinon	20	Isoforone	5
Dibromocloropropano (DBCP)	0,2	Malation	190
Dibromoetileno	0.05	Manganeso (total)	1-00
Dicamba	120	Mercurio (total)	1
Diclofop-metil	9	Metil paration	7
Diclorobenceno (1.2 -)	200	Metil-azinfos (gution)	20
Diclorobenceno (1 .4 -)	5	Metolaclor	50
Dicloroetano (1.2 -)	10	Metoxicloro	30
Dicloroetileno (1.1 -)	0.3	Metribuzina	80
Dicloroetileno (1 .2-sis)	70	Níquel (total)	25
Dicloroetileno (1,2-trans)	100	Nitrato	10000

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Nitrito	1000
Nitrobenceno	30
Organoclorados totales	10
Organoclorados (no plag.)	1
Paraquat	10
Paration	50
PCB (total)	0.00079
PCB-1016 (arochlor 1016)	2
PCB-1221 (arochlor 1221)	2
PCB-1232 (arochlor 1232)	2
PCB-1242 (arochlor 1242)	2
PCB-1248 (arochlor 1248)	2
PCB-1254 (arochlor 1254)	2
PCB-1260 (arochlor 1260)	2
Pentaclorobenceno	572
Pentaclorofenol	10
Plaguicidas totales	100
Plata (total)	50
Plomo (total)	50
Selenio (total)	10
Simazina	10
T (2,4,5-)	280
Talio (total)	18
Temefos	280
Terbufos	1
Tetracloroetano (1,1,2,2-)	1.7
Tetracloroetileno	10
Tetraclorofenol (2,3,4,6-)	1
Tetracloruro de carbono	3
Tolueno	1000
Toxafeno	5
TP (2,4,5-)	10
Triallato	230
Tribromometano	2
Tricloroetano (1,1,1-)	200
Tricloroetano (1,1,2-)	6
Tricloroetileno	30
Triclorofenol (2,3,4-)	10
Triclorofenol (2,4,6-)	10

DDT

0.001

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Triclorofluorometano	2
Trihalometanos	100
Uranio (total)	100
Xilenos (totales)	10000

Tabla 2
Niveles guía de calidad de agua para protección
de vida acuática. Agua dulce superficial

Constituyente peligroso	nivel guía (ug /l)
Acenafitileno	2
Acilonitrilo	26
Acroleina	0.2
Aldrin	0.004
Aluminio (total)	5
Amonio (total)	1370
Antimonio (total)	16
Arsénico (total)	50
Benceno	300
Bencidina	2.5
Berilio (total)	0.05
BHC-alfa	0,01
BHC-delta	0.01
BHC-gama (Lindano)	0.01
Boro (total)	750
Cadmio (total)	0.2
Carbaril	0.02
Cianuro (total)	5
Cinc (total)	30
Clordano	0.006
Clorofenol (2-)	7
Cobre (total)	2
Cromo (total)	2

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)	Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Diclorobenceno (1.2-)	2.5	Nitrofenoles	0.2
Diclorobenceno (1.3-)	2.5	Paration	0.04
Diclorobenceno (1 .4-)	4	PCB (total)	0.001
Dicloroetano (1.2-)	200	Pentaclorobenceno	0.03
Dicloroetilenos	12	Pentacloroetano	4
Diclorofenol (2.4-)	4	Pentaclorofenoles	0.5
Dicloropropanos	57	Plata (total)	0,1
Dicloropropenos	2	Plomo (total)	1
Dieldrín	0.004	P-clorometacresol	0.03
Difenil hidrazina (1,2)	0.3	Selenio (total)	1
Dimetilfenol (2.4-)	2	T (2.4.5-)	2
Dinitrotolueno	2	Talio (total)	0.4
Endosulfan-alfa	0.02	TDE	0,006
Endosulfan-beta	0.02	Tetraclorobenceno (1 .2.3.4-)	0.1
Endrin	0,0023	Tetraclorobenceno (1.2,3,5-)	0,1
Ésteres ftálicos (DBP)	4	Tetraclorobenceno (1.2.4,5-)	0,15
Ésteres ftálicos (DEHP)	0,6	Tetracloroetano (1,1,2,2-)	24
Ésteres ftálicos (otros)	0.2	Tetracloroetileno	260
Etilbenceno	700	Tetraclorofenoles	1
Fenoles totales	1	Tetracloruro de carbono	35
Fenoxiherbicidas (2,4-D)	4	Tolueno	300
Fluoranteno	4	Toxafeno	0,008
Heptacloro epóxido + heptacloro	0,01	TP (2.4.5-)	10
Heptacloro + heptacloro epóxido .	0.01	Trialato	10
Hexaclorobenceno	0.0065	Tribromometano	11
Hexaclorobutadieno	0.1	Triclorobenceno (1.2.3-)	0.9
Hexaclorociclohexano (isómeros)	0.01	Triclorobenceno (1.2.4-)	0.5
Hexaclorociclopentadieno	0.05	Triclorobenceno (1.3.5-)	0.65
Hexacloroetano	5	Tricloroetano (1.1.1-)	18
Isoforone	117	Tricloroetano (1.1.2-)	94
Malation	0.1	Tricloroetileno	45
Manganeso (total)	100	Triclorofenoles	18
Mercurio (total)	0,1	Uranio (total)	20
Metil-azinfos (gution)	0.005	Vanadio (total)	100
Metoxicloro	0,03		
Naftaleno	6		
Níquel (total)	25		
Nitrito	60		
Nitrobenceno	27		

Tabla 3
Niveles guía de calidad de agua para protección de vida acuática.
Aguas saladas superficiales

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)	Constituyente peligroso	nivel guía (ug/l)
Acenaftileno	7	Fluoruro (total)	1400
Acroleina	0.05	Halometanos	64
Aldrín	0,003	Heptacloro	0.0036
Aluminio (total)	1500	Hexaclorobutadieno	0,03
Amonio no ionizable	400	Hexaclorociclopentadieno	0.007
Arsénico (total)	0.5	Hexacloroetano	0.9
Bario (total).	1000	Hidrocarb. arom. polinucleares	0.3
Benceno	7	Malation	0,1
Bencenos clorados	1	Mercurio (total)	0.1
Berilio (total)	1500	Metil-azinfos (gution)	0.01
BHC-gama (lindano)	0.004	Metoxicloro	0.03
Boro (total)	500	Naftaleno	2
Cadmio (total)	5	Naftalenos clorados	0.007
Cianuro (total)	5	Níquel (total)	7.1
Cinc (total)	0.2	Nitrito	1000
Clordano	0.004	Nitrobenceno	7
Clorofenol (4-)	30	Nitrofenoles	5
Cobre (total)	4	PCB (total)	0.03
Cromo (+ 6)	18	Pentacloroetano	3
Demeton	0.1	Pentaclorofenol	0.3
Diclorobenceno	2	Plata (total)	5
Dicloroetano (1,2-)	113	Plomo (total)	10
Dicloroetilenos	224	Selenio (total)	10
Dicloropropanos	31	Sulfitos	2
Dicloropropenos	0.8	T (2,4.5-)	10
Dieldrín	0,003	Talio (total)	2
Dinitrotolueno	0.6	Tetracloroetano (1.1,2.2.-)	9
Endosulfan	0.0087	Tetracloroetileno	5
Endrin	0.004	Tetraclorofenol (2.3.5:6-)	0.5
Ésteres ftálicos	3	Tetracloruro de carbono	50
Ésteres ftálicos (DBP)	0,001	Tolueno	50
Etilbenceno	0.4	Toxafeno	0.005
Fenol	1	TP (2.4.5-)	10
Fenoxiácidos (2.4-D)	10	Tricloroetano.(1.1.1.-)	31
Fluoranteno	0.16	Tricloroetileno	2
		Uranio (total)	500

Tabla 4
Niveles guía de calidad de agua para protección de vida acuática.
Aguas salobres superficiales

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Aldrín	0.003
Amonio no ionizable	400
Arsénico (total)	50
BHC-gama (lindano)	0.004
Cadmio (total)	5
Cianuro (total)	5
Cinc (total)	170
Clordano	0.004
Cobre (total)	50
Cromo (+ 6)	50
D (2.4-)	10
DDT	0.001
Demeton	0.1
Dieldrín	0.003
Dodecacloro + nonacloro	0.001
Endosulfan	0.034
Endrin	0,004
Fenoles	1
Fluoruro (total)	1400
Heptacloro	0.001
Heptacloro epóxido	0.001
Malation	0,1
Mercurio (total)	0,1
Metil azinfos (gution)	0,01
Metoxicloro	0.03
Níquel (total)	100
O. fosf. y carbamatos tot.	10
Paration	0,04
Plomo (total)	10
T (2.4.5-)	10
Toxafeno	0.005
TP (2,4,5-)	10

Tabla 5
Niveles guía de calidad de agua para irrigación

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Aluminio (total)	5000
Arsénico (total)	100
Berilio (total)	100
Boro (total)	500
Cadmio (total)	10
Cinc (total)	2000
Cobalto (total)	50
Cobre (total)	200
Cromo (total)	100
Flúor	1000
Hierro (total)	5000
Litio (total)	2500
Manganeso (total)	200
Molibdeno	10
Níquel (total)	200
Paladio (total)	5000
Plomo (total)	200
Selenio (total)	20
Uranio (total)	10
Vanadio	100

Tabla 6
Niveles guía de calidad de agua para bebida de ganado

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Aluminio	5000
Arsénico (total)	500
Berilio	100
Boro	5000
Cadmio	20
Cinc	50
Cobalto	1000
Cobre (total)	1000
Cromo (total)	1b00

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug / l)	Constituyente peligroso	Uso agrícola	Uso residenc.	Uso Industr.
Fluor	1000	Arsénico (total)	20	30	50
Mercurio	3	Bario (total)	750	500	2000
Molibdeno	500	Benceno	0.05	0.5	5
Níquel	1000	Benzo (A) antraceno	0.1	1	10
Plomo	100	Benzo (A) pireno	0.1	1	10
Selenio	50	Benzo (b) fluoranteno	0.1	1	10
Uranio	200	Benzo (K) fluorantano	0.1	1	10
Vanadio	100	Berilio (total)	4	4	8

Tabla 7
Niveles guía de calidad de agua para recreación

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Fenoles totales	5
Hidrocarburos totales	300

Tabla 8
Niveles guía de calidad de agua para pesca Industrial

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Amonio (N-NH3)	4
Cobre (total)	40
Nitrito (N-N02)	9

Tabla 9
Niveles guía de calidad de suelos
(ug/g peso seco)

Constituyente peligrosa	Uso agrícola	Uso residenc.	Uso Industr.
Ácido ftálico. ésteres	30		
Alifáticos clorados	0.1	5	50
Alifáticos no clorados	0.3		
Antimonio (total)	20	20	40

Boro	2		
Cadmio (total)	3	5	20
Cianuro (libre)	0.5	10	100
Cianuro (total)	5	50	500
Cinc (total)	600	500	1500
Clorobenceno	0.1	1	
Clorobencenos	0.05	2	10
Clorofenoles	0.05	0.5	5
Cobalto	40	50	300
Cobre (total)	150	100	500
Comp. fen. no clorados	0.1	1	10
Cromo (total)	750	250	800
Cromo (+ 6)	8	8	
Dibenzo (A.H) antraceno	0.1	1	10
Diclorobenceno (1.2-)	0.1	1	10
Diclorobenceno (1.3-)	0.1	1	10
Diclorobenceno (1.4-)	0.1	1	10
Estaño	5	50	300
Estireno	0.1	5	50
Etilbenceno	0.1	5	50
Fenantreno	0.1	5	50
Fluoruro (total)	200	400	2000
Hexaclorobenceno	0.05	2	10
Hexaclorociclohexano	0.01		
Indeno (1.2.3-CD) pireno	0.1	1	10
Mercurio (total)	0.8	2	20
Molibdeno	5	10	40
Naftaleno	0.1	5	50
Níquel (total)	150	100	500

Constituyente peligroso	Uso agrícola	Uso residenc.	Uso Industr.
PCB's	0.5	5	50
PCDDs y PCDFs	0.00001	0.001	
Pireno	0.1	10	100
Plata (total)	20	20	40
Plomo (total)	375	500	1000
Quinoleina	0,1		
Selenio (total)	2	3	10
Sulfuro (elemental)	500		
Talio (total)	1		
Tiofeno	0.1		
Tolueno	0.1	3	30
Vanadio	200	200	
Xilenos (totales)-	0.1	5	50

Tabla 10
Niveles guía de calidad del aire ambiental

Constituyente peligroso	Concentración (mg/m3)	Período de promedio (minutos)
Acetaldehído	0.01	30
Acetato de vinilo	0.15	30
Amoniaco	1.5	30
Anilina	0,05	30
Arsénico	0,01	20
Benceno	0.2	20
Cadmio	0,01	30
Cianuro de hidrógeno	0.015	30
Ciclohexano	1,4	30
Cloro	0,01	20
Clorobenceno	0.1	30
Cloruro de hidrógeno	0,05	30
Cresoles	0.6	30
Cromo	0,0015	30
Dicloroetano (1.2-)	3	30
Di-isocianato de tolueno	0.05	30

Constituyente peligroso	Concentración (mg/m3)	Período de promedio (minutos)
Estireno	0.01	30
Fenol	0.01	20
Fluoruros	0.02	30
Formaldehido	0.035	30
Hidrocarb. ar. polinucleares	5	30
Manganeso	0.03	30
Metil paration	0.008	30
Naftaleno	0.003	30
Niebla ácida (H2S04)	0.006	30
Óxidos de nitrógeno	0.9	60
Ozono-oxidantes fotoquímicos	0.3	60
Plomo	0.002	30
Sulfuro de carbono	0.03	30
Sulfuro de hidrógeno	0.008	30
Tetracloruro de carbono	4	30
Tolueno	0.6	30
Tricloroetileno	0.2	30
Xilenos	0.2	30

Tabla 11
Estándares de emisiones gaseosas

Constituyente peligroso	Desde superficie (mg/s)	Altura chimenea: 30 m (mg /s)
Acetaldehído	3.50 E00	1.20 E03
Acetato de vinilo	5.20 E01	1.85 E04
Amoniaco	5.20 E02	1.65 E05
Anilina	1,80 E01	6.10 E03
Arsénico	3.20 E00	1.10 E03
Benceno	6,40 E01	2.20 E04
Cadmio	3.50 E00	1.20 E03
Cianuro de hidrógeno	5.20 E00	1.65 E03
Ciclohexano	4.90 E02	1.70 E05

Constituyente peligroso	Desde superficie (mg/s)	Altura chimenea 30 m (mg/s)
Cloro	3.20 E00	1.10 E03
Clorobenceno	3.50 E01	1.20 E04
Cloruro de hidrógeno	1.80 E01	6.10 E03
Cresoles	2,10 E02	7.40 E04
Cromo	0.50 E00	1.80 E02
Dicloroetano (1.2-)	1,00 E03	3.70 E05
Di-isocianato de tolueno	1.80 E01	6.10 E03
Estireno	3,50 E00	1.20 E03
Fenol	3.20 E00	1.10 E03
Fluoruros	7.00 E00	2.40 E03
Formaldehido	1.20 E01	4.30 S03
Hidrocarb. ar. polinucleares	1,70 E03	6.10 E05
Manganeso	1.00 E01	3.70 E03
Metil paration	3.00 E00	9.80 E02
Naftaleno	1.00 E00	3,70 E02
Niebla ácida (H2SO4)	2,00 E00	7,40 E02
Óxidos de nitrógeno	4,40 E02	1,20 E05
Ozono-oxidantes fotoquímicos	1,40 E02	4.20 E04
Plomo	0,70 E00	2,40 E02
Sulfuro de carbono	1,00 E01	3.70 E03
Sulfuro de hidrógeno	3.00 E00	9.80 E02
Tetracloruro de carbono	1,40 E03	4,90 E05
Tolueno	2.10 E02	7,40 E04
Tricloroetileno	7,00 E01	2.40 E04
Xilenos	7,00 E01	2,40 E04.

Tabla 2: Observaciones

1. - (Amonio total)

2.20 mg/l	pH 6.5:	temp.10°C
1.37 mg/l	pH 8.0:	temp.10°C

2. - (Aluminio)

5.00 ug/l	pH < 6.5:	(Ca2 +)	< 4.0 mg/l:	COD < 2.0 mg/l
100.00 ug/l	pH_ 6.5:	(Ca2 +)	_ 4,0 mg/l:	COD _ 2.0 mg/l

3. - Criterio tentativo. (Benceno-Cinc-Clorobenceno-Etilbenceno- Etilenos clora dos)

4. -(Cadmio)

0.2 ug/l	Dureza	0 - 60 mg/l	(CaC03)
0.8 ug/l	Dureza	60 - 120 mg/l	(CaC03)
1,3 ug/l	Dureza	120 - 180 mg/l	(CaC03)
1,8 ug/l	Dureza	> 180 mg/l	(CaC03)

5. - (Cianuro) Como cianuro libre.

6. - (Cobre)

2.0 ug/l	Dureza	0 - 60 mg/l	(CaC03)
2.0 ug/l	Dureza	60 - 120 mg/l	(CaC03)
3.0 ug/l	Dureza	120 - 180 mg/l	(CaC03)
4.0 ug/l	Dureza	> 180 mg/l	(CaC03)

7. - (Cromo)

20.0 ug/l Para protección de peces.

2.0 ug/l Para protección de vida acuática incluyendo fito y zooplancton.

8. - (Níquel)

25.0 ug/l	Dureza	0 - 60 mg/l	(CaC03)
65.0 ug/l	Dureza	60 - 120 mg/l	(CaC03)
110.0 ug/l	Dureza	120 - 180 mg/l	(CaC03)
150.0 ug/l	Dureza	> 180 mg/l	(CaC03)

9. - (Plomo)

1.0 ug/l	Dureza	0 - 60 mg/l	(CaC03)
2.0 ug/l	Dureza	60 - 120 mg/l	(CaC03)
4.0 ug/l	Dureza	120 - 180 mg/l	(CaC03)
7.0 ug/l	Dureza	> 180 mg/l	(CaC03)

13. EJEMPLOS

13.1. ANÁLISIS AMBIENTAL EN RELACIÓN AL ESTADO DEL SUELO Y DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN UNA REFINERÍA DE PETRÓLEO. BUENOS AIRES

RESUMEN

La ejecución de 19 pozos a profundidades variables entre 7 y 50 m y la toma y posterior análisis de 105 testigos y 19 muestras de agua, permitieron establecer el estado del suelo y del agua subterránea frente a la contaminación con hidrocarburos (HC) y algunos de sus derivados.

Al respecto, en el suelo y hasta 2,5 m de profundidad, sólo se encontró una muestra con un contenido en HC total que supera al límite máximo establecido por la Norma Holandesa, mientras que el Pb y el Cd, en todos los casos se ubican muy por debajo de los máximos normados.

La situación es bastante más desfavorable, si se considera al agua subterránea. En efecto, el acuífero freático contenido en sedimentos del Querandino presenta un severo grado de contaminación con hidrocarburos, con valores que superan entre 10 y 52.000 veces al máximo admitido.

El Acuífero Pampeano, subyacente al anterior, también observa contaminación con HC pero mucho más atenuada, con extremos que se ubican: por debajo de la norma en 1 pozo y que la supera 13 veces en otro. La contaminación del Pampeano se produce por filtración vertical descendente del agua freática, debido a que el Querandino tiene mayor potencial hidráulico.

El Puelche, que es el acuífero más profundo utilizado para abastecimiento humano, manifiesta signos de contaminación, pero las 3 muestras obtenidas tienen concentraciones menores al máximo permitido.

En condiciones de flujo natural, el agua freática atraviesa los límites de la planta en todas las direcciones. Por lo tanto, para evitar que continúe la contaminación con HC en terrenos exteriores, es necesario deprimir la superficie freática alrededor de 2,5 m en el centro de la planta. Con ello se logrará invertir las direcciones de flujo lateral y vertical y con esto último preservar la aptitud de los acuíferos Pampeano y Puelche. La depresión citada puede lograrse con una batería de 20 sondeos, dispuestos en forma circular y una capacidad de extracción conjunta de 24 m³/h.

INTRODUCCIÓN

La finalidad del trabajo fue establecer las condiciones ambientales, en relación al estado del suelo y del agua subterránea frente a la probable contaminación por hidrocarburos (HC) y/o sus derivados, en una planta que procesa derivados de petróleo, ubicada al Sur de la Capital Federal (figura 1).

Para ello, se tomaron 105 testigos de suelo y 19 muestras de agua en sondeos que se construyeron especialmente para ello.

MÉTODOS Y TÉCNICAS

Dado la facilidad con que puede generarse contaminación al perforar; no solamente entre unidades contaminadas y otras que no lo estén, sino también en aquellas que no presentan contaminación, se puso especial cuidado en mantener libre de grasa o aceite la herramienta y las barras de perforación, particularmente en sus ensambles, que es donde normalmente se usa lubricante. También, en controlar el circuito de inyección, á efectos de que él agua no pudiera tomar contacto con los hidrocarburos que impregnan los pisos de la planta.

Para ello, en la boca de cada pozo se colocó un caño sobresaliente unos 0,5 m por encima del suelo, provisto de un orificio con una boquilla, por la que descargaba el retorno de la inyección durante las tareas de perforación. El agua se vertía directamente en un recipiente y simultáneamente era aspirada por una bomba centrífuga y reinyectada a través de las barras. De esta forma se evitó el contacto de la inyección, que se preparó con agua potable, con los pisos o el suelo de la refinería.

Finalmente, se prestó especial atención en el aseo del personal y en la limpieza de su indumentaria, con el objeto de disminuir al mínimo posible el ingreso artificial de HC al pozo. Esto reviste suma importancia porque la concentración de hidrocarburo total que hace inapta a un agua en relación a su potabilidad, es del orden de centésimos de mg/l.

De cualquier manera, no se puede evitar totalmente la contaminación, toda vez que existe un contenido de HC en el aire (background), derivado de la actividad industrial específica.

Precauciones similares, se tomaron con las muestras de suelo y de agua, que se mantuvieron enfriadas en refrigeradores portátiles hasta su remisión al laboratorio. Las de suelo en las vainas sacatestigo, cerradas en ambos extremos y las de agua, en frascos de vidrio, color caramelo, para evitar probables alteraciones de los HC por la acción de la luz.

Durante el muestreo de agua, se trasladó un "blanco" de agua destilada en frasco abierto, en cada recorrido y otro se mantuvo cerrado en un sector de oficinas. Un tercero, se trasvasó de un frasco a otro empleando el mismo equipo que el utilizado para muestrear (Garrett, 1989).

El objetivo de los "blancos" fue establecer la probable contaminación por acción aérea y por el equipo de muestreo.

GEOLOGIA Y COMPORTAMIENTO HIDROGEOLOGICO

Se citan a continuación las características litológicas y las propiedades hidrogeológicas de las unidades estratigráficas emplazadas en el subsuelo de la planta, iniciando la descripción por la más moderna.

Querandino Pertenece al Holoceno, es de origen marino y su edad se estima entre 10.000 y 3.500 años. Su deposición coincidió con el ascenso del nivel del mar producido con posterioridad a la última glaciación. También se lo conoce como Formación Querandí y en el sitio estudiado esta integrado por 2 secciones.

La superior, desde la superficie hasta 7 m de profundidad, es una arena muy fina a limosa., de tonalidad gris oscura. La inferior, una arcilla plástica gris verdosa de 5 m de espesor, se apoya directamente sobre el Pampeano.

La sección superior arenosa, actúa hidráulicamente como un acuífero de baja productividad, contiene a la capa freática y es la más expuesta a la contaminación por ser la más superficial.

La sección inferior arcillosa, apunta hacia un comportamiento acuicludo, pero la presencia de hidrocarburos en los acuíferos más profundos (Pampeano y Puelche) indica comunicación hidráulica en sentido vertical.

Pampeano. De edad Pleistocena, está integrado por limo arenoso y arcilloso con intercalaciones calcáreas en forma de tosca. De origen eólico, presenta caracteres texturales y mineralógicos que lo asemejan a un loess y se caracteriza por una extendida continuidad areal, dado que ocupa la mayor parte de la gran llanura Chaco-Pampeana.

En el perfil se extiende entre 12 y 25 m de profundidad, comportándose hidráulicamente como un acuífero de mediana productividad, del que se abastece la mayor parte de la población que no cuenta con servicio de agua potable, mediante el empleo de electrobombeadores.

La base del Pampeano, entre 21 y 25 m de profundidad, es una capa arcillosa gris clara que lo separa de las Arenas Puelches infrayacentes.

Arenas Puelches Conforman una unidad integrada por arenas cuarzosas, medianas y finas, de edad Plio-pleistocena, que contienen al acuífero más explotado del país (Puelche), pues de él se abastecen los servicios públicos que emplean agua subterránea, gran parte de la industria, muchos usuarios individuales y también se lo utiliza para riego en las zonas rurales periféricas al Conurbano de Buenos Aires.

Se extiende en forma continua ocupando 83.000 Km² en el subsuelo del NE de la Provincia de Buenos Aires (Auge et al, 1983) y en el terreno estudiado, se ubica entre 25 y 50 m de profundidad. En la figura 1, se reproduce el perfil descripto.

Las citadas, especialmente el Pampeano y el Puelche, son las unidades hidrogeológicas más utilizadas. Al Querandino sólo se lo emplea ocasionalmente debido a que normalmente contiene agua salada ya que está muy expuesto a la contaminación de diferentes tipos y orígenes.

El perfil, se completa con la Formación Paraná, de origen marino y edad Miocena superior, contiene agua salada y pese a que no fue alcanzada por ningún pozo en el terreno estudiado, la información de otros cercanos indica que se ubicaría entre 50 y 90 m de profundidad. Está integrada por dos secciones, la superior arcillosa de unos 20 m de potencia y la inferior, arenosa y espesor similar.

Finalmente, y por encima del Basamento Cristalino, que actúa como sustrato impermeable del sistema hidrológico subterráneo, se emplaza la Formación Olivos, entre 90 y 330 m de profundidad. Esta última, de edad Miocena inferior y origen continental es portadora de agua con elevada salinidad (20 g/l).

GEOMORFOLOGIA

El terreno objeto se ubica en la llanura inundable del Río Matanza, en un ambiente conocido como terraza baja (Frenguelli, 1950), que se caracteriza por una escasa pendiente topográfica (0,5 a 0,8 m/Km) y un desarrollo entre la cota 5 m y la ribera del Río de la Plata. Este ámbito se caracteriza, por su baja energía morfogenética lo que deriva en una escasa capacidad para la disipación del agua que frecuentemente se acumula como producto de la lluvia o de las crecidas del Río de la Plata.

La morfología también ejerce control sobre la dinámica del agua subterránea, dado que la superficie freática, considerada regionalmente, tiene menor gradiente aún que la topográfica. Ello, junto con la permeabilidad relativamente baja del Querandino, dificultan el flujo subterráneo lateral por lo que la dinámica principal se desarrolla en sentido vertical.

HIDRODINÁMICA SUBTERRÁNEA

Seguidamente se cita el comportamiento dinámico del agua subterránea y su estado en relación a la contaminación, de las 3 unidades hidrogeológicas que forman la sección superior del perfil (Querandino, Pampeano y Puelche), que además de presentar caracteres hidráulicos y químicos diferentes, están separadas por capas arcillosas de baja permeabilidad.

En la figura 2, se representa la red de flujo de la sección arenosa del Querandino, integrante de un acuífero que se comporta como libre. La superficie freática tiene forma de ovoidal elongada en dirección NE-SO, con la culminación en el centro de la planta a cota 4,7 m sobre cero del IGM. A partir de allí, el flujo es divergente hacia el exterior del predio cuyos límites atraviesa en todas las direcciones. El alto hidráulico se debe a la mayor capacidad de infiltración que tiene el sector central, carente de edificaciones y pavimentos.

El mayor gradiente hidráulico es hacia el NO, entre las equipotenciales de 4,5 y 3,0 m, con un valor de 1,9%, mientras que hacia el SE, disminuye a 1,1% en el sentido de la elongación, el gradiente oscila en 0,9%. Todos estos valores superan ampliamente al gradiente hidráulico regional medio, cuyo orden de magnitud es $5 \cdot 10^{-4}$. Esta situación puede derivar de un exceso de infiltración, generado artificialmente, por el riego del ámbito parquizado.

La dinámica del Acuífero Pampeano se reproduce en la figura 3, de la que se desprende un flujo dominante hacia el NO con un gradiente hidráulico que varía entre 0,3 y 0,4%. La diferente forma de la superficie piezométrica y la disminución en el gradiente hidráulico respecto al que presenta la superficie freática, en gran parte se deben a la menor incidencia que tienen las prácticas artificiales (riego) y la recarga natural en el Acuífero Pampeano.

Otra relación de suma trascendencia dado que rige la dinámica vertical del agua subterránea, es la diferencia de potencial hidráulico en el perfil. En el caso estudiado, la comparación de las figuras 2 y 3 muestra un mayor potencial hidráulico en el Acuífero Querandino, con diferencias extremas de 0,2 y 2,1 m respecto del Pampeano.

Esto indica la existencia de flujo vertical descendente, pese a que la arcilla basal del Querandino de 5 m de espesor, debe ofrecer una resistencia apreciable al mismo. De cualquier manera, la tendencia descendente es una condición poco favorable

respecto de la contaminación de los acuíferos profundos a partir del freático, que es el más expuesto.

Al Acuífero Puelche sólo se lo alcanzó con 3 pozos, uno ubicado en el esquinero Norte, otro en el centro y el tercero en el esquinero Sur de la Planta, con potenciales hidráulicos de 2,1, 2,2 y 3,1 m (figura 3), que también indican disminución respecto al Pampeano.

La profundidad del agua es otro factor de significativa trascendencia, dado que la zona de aireación o subsaturada es el mejor filtro frente a la migración de los contaminantes desde la superficie. En este caso, el agua freática del Querandino, se ubica entre 0,6 y 2,1 m, mientras que los niveles medidos en el Pampeano, varían entre 2 y 2,5 m de profundidad.

La conformación arenosa de la sección superior del Acuífero Querandino y la escasa potencia de la zona subsaturada, lo hacen muy vulnerable frente a la contaminación, mientras que el Pampeano está mucho más protegido debido a su profundidad y a la intercalación del estrato arcilloso de 5 m de espesor, correspondiente al Querandino basal.

ESTADO DEL SUELO

Con el objeto de establecer el estado del suelo frente a la contaminación por HC, Pb y Cd, se extrajeron 105 testigos a profundidades entre 0,3 y 2,5 m. Para ello, se empleó un sacatestigos tipo Terzaghi con el que se tomaron las mismas precauciones que las citadas en Métodos y Técnicas, para minimizar la introducción de contaminantes durante el muestreo. En la figura 4, se indican las concentraciones máximas en mg/kg de hidrocarburo total, plomo y cadmio, detectadas en cada sondeo.

De la misma se desprende que las concentraciones extremas de hidrocarburo total son 200 y 21.000 mg/kg, esta última en la cercanía de una tubería enterrada donde las fugas son significativas.

Si se comparan estos valores con los límites establecidos en la Norma Holandesa (Anexos), surge que sólo una muestra obtenida en el pozo del lindero NO del predio con 21.000 mg/kg, sobrepasa el umbral de 5.000 mg/kg, a partir del cual es necesario limpiar. Del resto, otras dos con 2.900 y 3.500 mg/kg superan el límite para investigaciones adicionales (1.000 mg/kg). En relación al plomo, la norma fija como límite máximo 600 mg/kg, valor éste que sólo es superado por una muestra del pozo vecino al lindero SE de la planta (700 mg/kg). Otras 3, presentan concentraciones mayores al umbral para investigaciones adicionales (150 mg/kg). Estas, coinciden con los pozos que también registraron altos tenores en hidrocarburo total.

El cadmio presenta poca variación con extremos de 2 y 4,6 mg/Kg, concentraciones muy inferiores al límite máximo (20 mg/kg) y menores aún al intermedio (5 mg/kg).

ESTADO DEL AGUA

Para conocer el estado del agua subterránea frente a la contaminación, se muestrearon los acuíferos Querandino, Pampeano y Puelche, determinándose hidrocarburo total en los mismos.

En las figuras 2 y 3, se indican las concentraciones de HC, a fin de compararlas con el sentido del flujo subterráneo.

Respecto al Querandino (figura 2), se aprecia una buena correspondencia entre los altos y los bajos de HC en el suelo y en el agua subterránea. Así, los 2 pozos del lindero NO que registraron 21.000 y 3.500 mg/kg en el suelo, también presentaron los máximos en el agua (31.000 y 1.500 mg/l) y los que tuvieron tenores bajos en el suelo (esquinero N y E, con 350 y 200 mg/kg), brindaron 5,8 y 12,9 mg/l de HC en el agua.

De la comparación con las equipotenciales, pareciera producirse un incremento en el sentido del flujo hacia el NO, pero ya se mencionó el carácter puntual del valor de 21.000 mg/kg, originado por fugas en una tubería. La falta de correspondencia hacia el SO, con valores decrecientes de 1.300 a 153 mg/l, es indicativa de la baja movilidad de los HC en el sistema freático.

La Norma Holandesa (Anexos) fija 0,6 mg/l como el umbral a partir del cual debe procederse a limpiar, de lo que se desprende que todas las muestras superan ampliamente dicho valor.

La limpieza de hidrocarburos en el suelo y en el agua no es tarea sencilla, fundamentalmente por la "adherencia" de las moléculas orgánicas a los clastos que forman la parte sólida de los acuíferos intergranulares y a la inmiscibilidad que presentan frente al agua. Otro factor que controla la movilidad del HC es su concentración en las zonas subsaturada (agua-aceite-aire) y saturada (agua-aceite), pues si su concentración en el agua desciende por debajo de lo que se denomina punto de saturación irreductible o límite de saturación crítica, el movimiento cesa (Custodio, 1976).

Para la limpieza se han empleado diferentes técnicas, algunas con resultados adecuados pero la mayor parte con elevados costos, en relación al mejoramiento ambiental obtenido. Entre las más utilizadas se puede citar a: el uso de disolventes, la inyección de aire o de agua calientes, el empleo de dispersantes y sustancias tensoactivas, etc. El objetivo es disminuir la viscosidad para aumentar la movilidad y facilitar la extracción por bombeo. Sin embargo, ninguna práctica será eficiente, si previamente no se interrumpe el ingreso del contaminante al sistema subterráneo. Esto es, evitar las pérdidas, en tuberías, tanques, piletas y los derrames sobre el suelo desnudo o en pavimentos o veredas, que normalmente no actúan como barreras eficientes para la contaminación, porque carecen de sellantes en las juntas, o presentan grietas y fisuras a través de las cuales el HC es arrastrado por el agua de lluvia o la utilizada para limpieza, parte de la cual se infiltra alcanzando la superficie freática.

En relación al Pampeano, los contenidos en hidrocarburos totales son significativamente más bajos que en el Querandino, tal como se aprecia en la figura 3, donde se representan junto con la red de flujo.

Los extremos son 0,5 y 8 mg/l, con valores más altos en el lindero NO de la planta (5 y 8 mg/l). Salvo uno, el resto de los valores sobrepasan al límite superior de la Norma Holandesa (0,6 mg/l) y existe buena correspondencia entre los máximos contenidos de HC en el Acuífero Querandino y los altos registrados en el Pampeano.

Dada la profundidad de yacencia del Pampeano (12 m), el hidrocarburo no puede acceder en forma directa, por lo que su transferencia desde la capa freática, debe haberse producido por filtración vertical descendente. Por lo tanto, el estrato de arcilla de 5 m que los separa no impide el flujo vertical y actúa como acuitardo. El mayor potencial hidráulico que presenta el Querandino respecto al Pampeano, con diferencias extremas de 0,2 y 2,1 m, es el factor generador del flujo vertical descendente y por ello, para evitar dicho sentido de circulación, es necesario invertir el gradiente, deprimiendo el Querandino.

Respecto al Acuífero Puelche, emplazado entre 25 y 50 m de profundidad, las concentraciones registradas en los 3 pozos que lo alcanzan (figura 3) son 0,2, 0,3 y 0,5 mg/l, todas inferiores al límite máximo (0,6 mg/l).

En el "blanco" de agua destilada que se trasladó abierto durante el muestreo, se registró una concentración de 0,1 mg/l, posteriormente al recorrido. Este valor de base o background, debe deducirse de los contenidos detectados en las muestras, porque representa el aporte de la contaminación aérea, producida por la actividad industrial de la planta.

CONTROL DE LA CONTAMINACION

Ya se mencionó que de los 3 acuíferos estudiados, los más empleados para consumo humano son el Pampeano y el Puelche.

El primero en captaciones domiciliarias, mediante el uso de bombeadores, que extraen caudales exigüos (1,5 a 3 m³/h), pero que constituye la única fuente de abastecimiento en aquellos sitios carentes del servicio de agua potable. El Puelche se capta principalmente por los entes que tienen a su cargo la provisión de agua potable, también por la industria y en menor proporción para el abastecimiento domiciliario. Los caudales del Puelche, varían de acuerdo a la capacidad del equipo de bombeo empleado, pero si éste es adecuado, puede producir entre 40 y 100 m³/h.

El Querandino prácticamente no se utiliza, porque contiene agua de elevada salinidad y además está muy contaminado por la actividad industrial y por las aguas residuales domésticas.

El esquema más favorable para controlar la contaminación, tanto técnica como económicamente, consiste en evitar la salida del agua contaminada fuera de los límites de la planta y en invertir el gradiente hidráulico vertical, para que el flujo sea ascendente. Para ello, es necesario deprimir la superficie freática del Acuífero Querandino.

Para establecer la transmisividad y el almacenamiento del Querandino, a fin de predecir los caudales y las depresiones obtenibles, se realizaron 2 ensayos de bombeo con pozo de observación. El comportamiento hidráulico es el de un acuífero libre con drenaje vertical diferido, por lo que se utilizó para el cálculo el método desarrollado por Boulton (1963), con el que se obtuvieron transmisividades de 0,7 y 1,4 m²/día y porosidades efectivas de 0,03 y 0,09. Por lo tanto, para el cálculo de la batería de los pozos para el drenaje, se utilizó una transmisividad media ($T=1$ m²/d) y una porosidad efectiva media ($P_e=0,05$).

Dado la baja permeabilidad de la sección arenosa del Querandino y su escaso espesor (7 m), que se reduce aún más si se considera la potencia saturada (4,9 a 6,4

m), resulta más apropiado construir muchos sondeos de pequeño diámetro que pocos pozos de mayor diámetro y capacidad. Por ello, se eligió un sistema de well points para deprimir la superficie freática.

Con cada pozo puntual, se puede lograr un caudal de 1,2 m³/h por lo que con 20, se llegará a 24 m³/h. Disponiéndolo en forma circular y separados por 2 m de distancia entre sí, ocuparán un perímetro de 40 m (figura 3) con un radio de 6,4 m.

Para invertir el sentido del flujo lateral, es necesario deprimir el nivel hidráulico por lo menos 2,5 m en el sector central de la planta. De esta forma la equipotencial de 4,5 m, pasará a tener 2 m, lo que también hará cambiar el sentido del flujo vertical, pues el Acuífero Pampeano tiene allí un potencial hidráulico de 2,6 m.

Considerando al sistema de 20 pozos puntuales como uno único de 6,4 m de radio, con un caudal de 576 m³/día, empleando las ecuaciones de Theis y la tabla de Wenzel, resulta que el tiempo necesario para lograr la depresión prevista (2,5 m) es 1 día.

Si se toma la máxima distancia existente entre la batería de well points y la equipotencial de 3 m en el esquinero Oeste de la planta, (145 m) y se adopta para ese sitio una depresión de 0,5 m, a fin de asegurar la inversión en la dirección del flujo, el tiempo necesario para lograrla se amplía a 59 días.

Dado que el agua bombeada tendrá un elevado tenor en HC total, antes de su disposición final, deberá ser tratada para disminuir dicha concentración a valores compatibles con lo establecido en las normas vigentes.

CONCLUSIONES

El suelo, hasta 2,5 m de profundidad, no presenta deterioro debido al contenido de hidrocarburos, Pb y Cd.

El agua subterránea sí presenta un grado de deterioro severo respecto a los hidrocarburos totales, especialmente en el Acuífero Querandino. En el Pampeano, la contaminación es menor, pero aún supera al máximo normado, mientras que el Puelche, si bien observa signos de contaminación, la concentración de HC total está por debajo del máximo admitido.

La distribución vertical de hidrocarburos indica comunicación hidráulica entre la capa freática (Querandino) y el Pampeano debido al mayor potencial hidráulico que tiene el primero.

Para evitar que el agua contaminada siga transponiendo los límites del predio estudiado, es necesario construir una batería de 20 pozos puntuales separados 2 m entre sí, en condiciones de producir 24 m³/h conjuntamente, dispuestos en forma circular en el centro de la planta. Con ello se logrará invertir los gradientes hidráulicos y las direcciones de flujo lateral y vertical.

El agua extraída deberá ser tratada previamente a su vertido, para disminuir el tenor de HC y evitar daños ambientales.

Debe ponerse especial cuidado para impedir que continúe el ingreso del contaminante al suelo y al agua. Para ello tendrán que repararse las fugas en tuberías

y tanques y controlar severamente los derrames en el suelo desnudo o sobre veredas o pavimentos.

BIBLIOGRAFIA

AUGE, M.P. 1983. Características geohidrológicas de un acuífero semiconfinado (Puelche) en la Llanura Bonaerense. Su implicancia en el ciclo hidrológico de llanuras dilatadas. Coloquio de Hidrología de Grandes Llanuras. Actas, vol.II: 1019-1042. UNESCO. Buenos Aires - París.

BOULTON, N.S. 1963. Analysis of data from non - equilibrium pumping tests allowing for delayed yield from storage. Inst. Civ. Eng. Proc, vol.26: 469-482.

CUSTODIO, E Y LLAMAS M.R. 1976. Hidrología Subterránea. T 11: 1915-1916, Ed. Omega., Barcelona.

FRENGUELLI, J. 1950. Rasgos generales de la morfología y la geología de la Provincia de Buenos Aires. LEMIT Rev. Ser.1I, Nó 33: 1-72. La Plata.

GARRETT, P. 1989. Groundwater sampling manual for underground storage tank sites. Dep.of Env. Protec.:1-79. Maine.

Figura 1

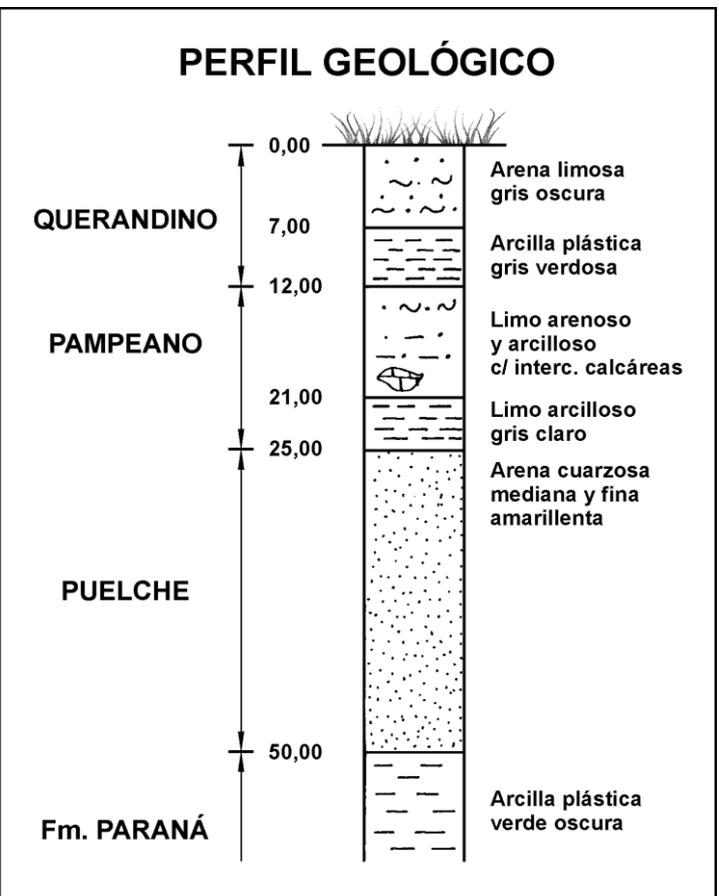
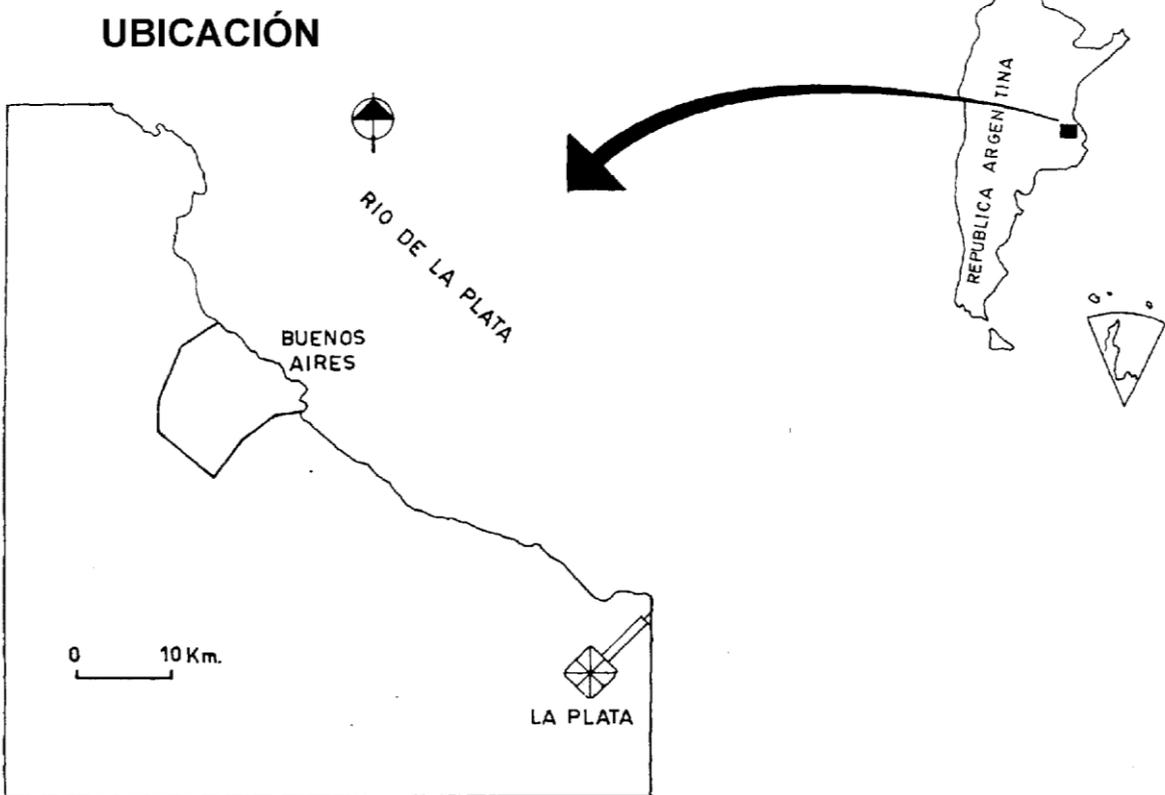


Figura 2

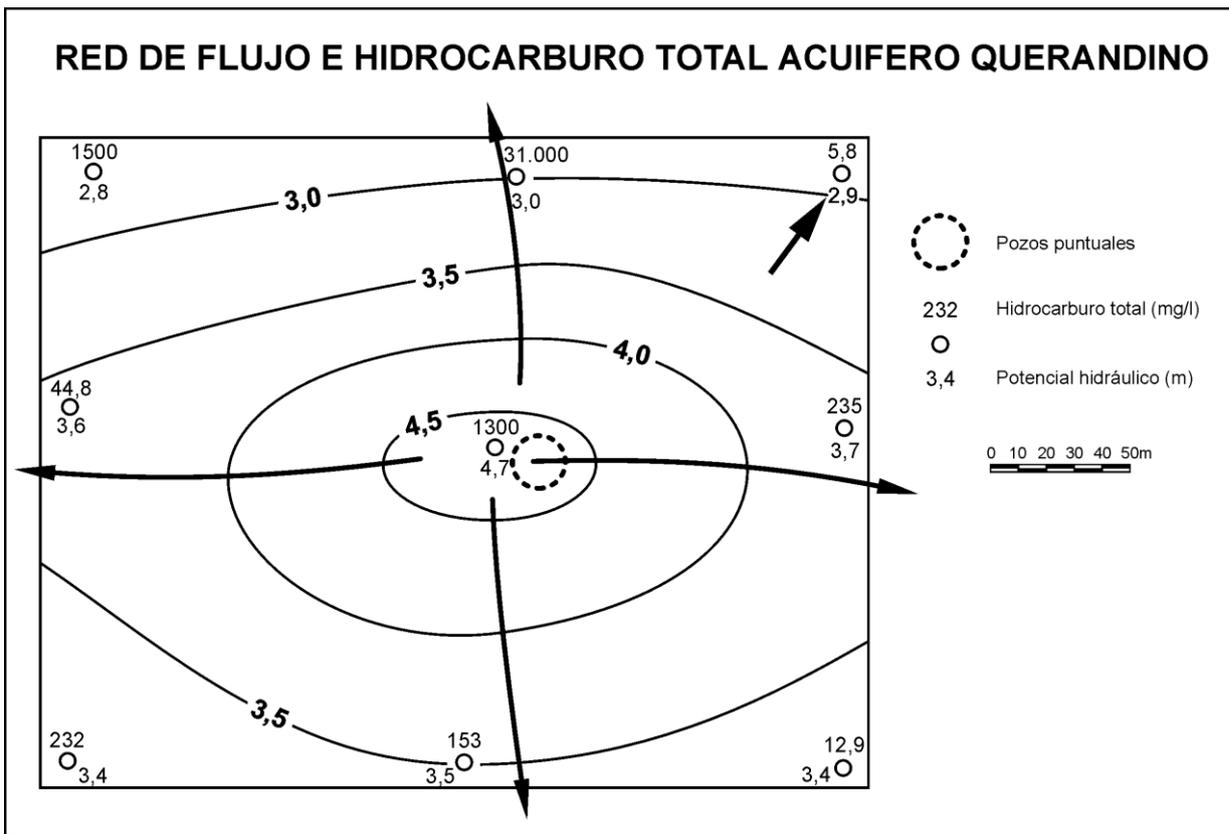


Figura 3

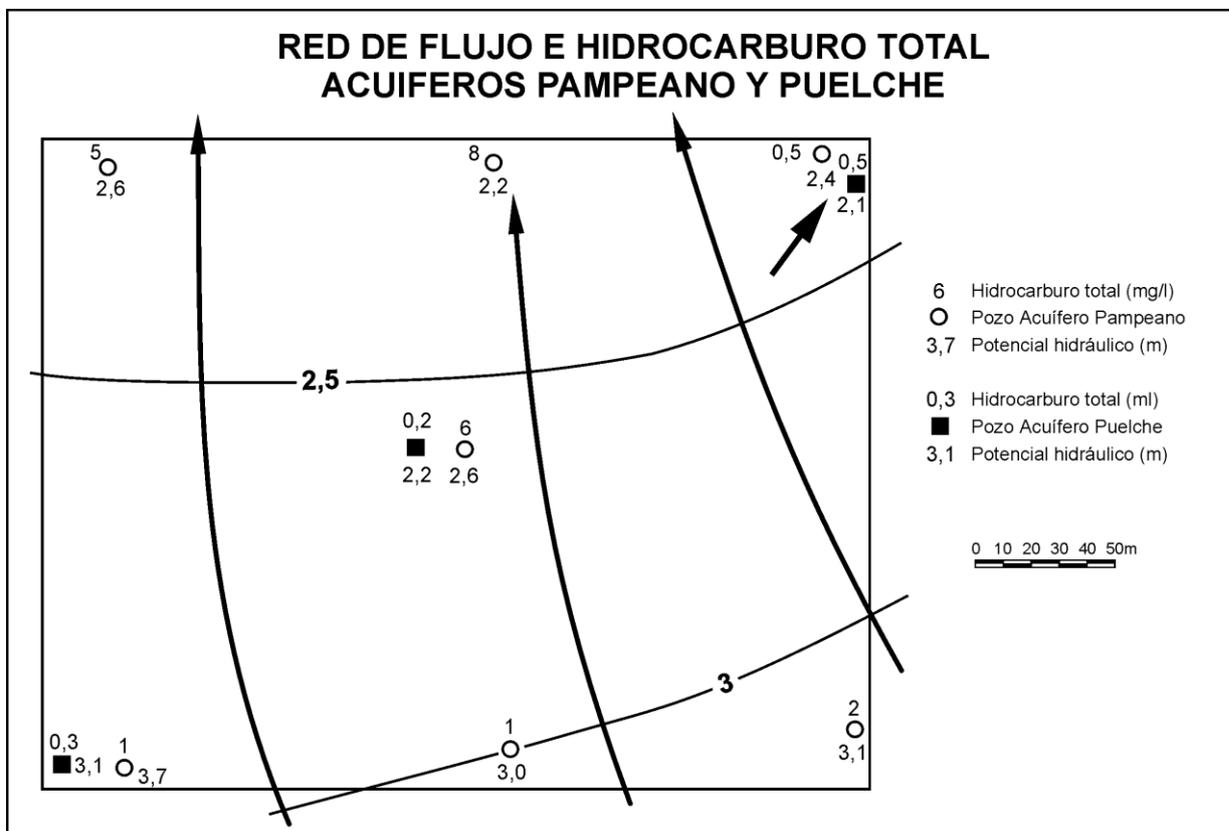
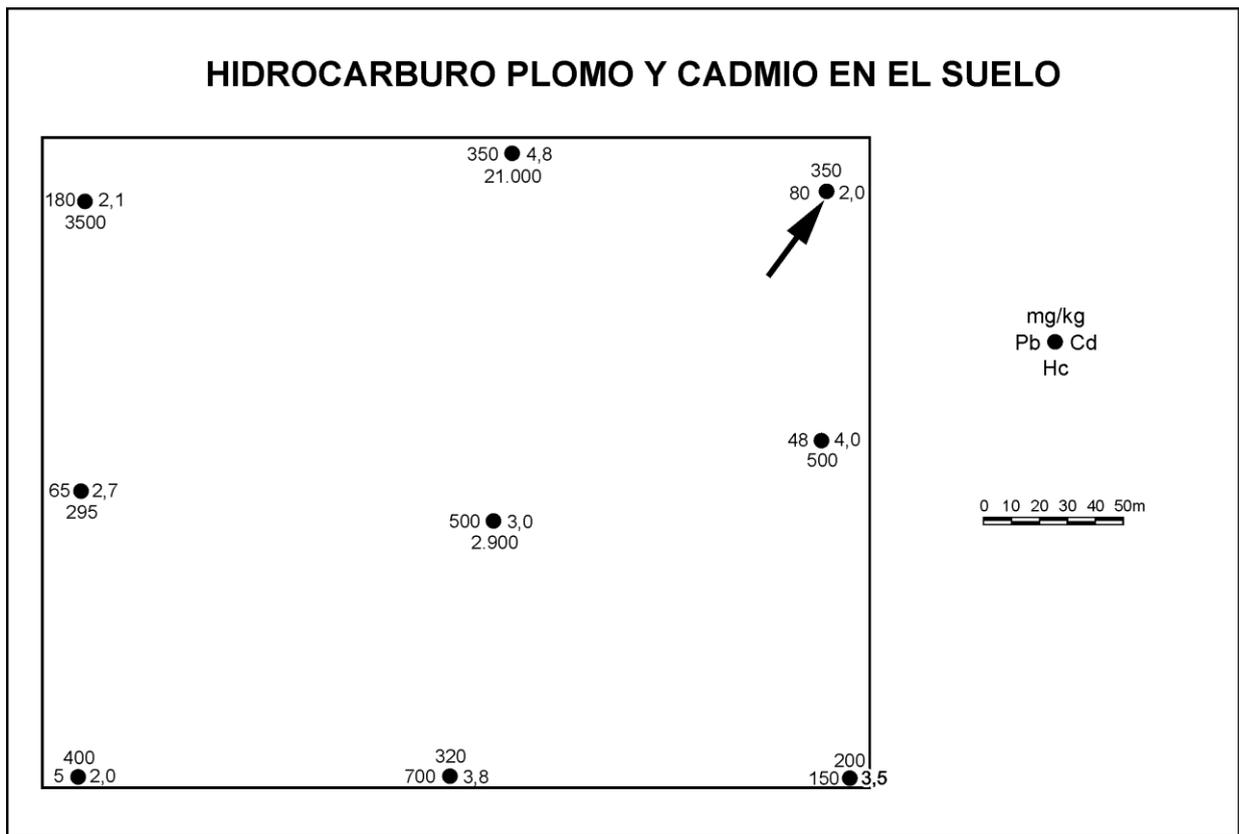


Figura 4



13.2. CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA CON HIDROCARBUROS EN UNA DESTILERÍA DE PETRÓLEO DEL CONURBANO DE BUENOS AIRES

En junio/94, se realizó un estudio sobre el estado del suelo y del agua subterránea respecto a la contaminación con hidrocarburos en un sector de la refinería de 820 m de largo, mediante la ejecución de 45 sondeos de 3" y 4 m de profundidad cada uno, 5 perforaciones de 6" y 9 m de profundidad c/u y 5 calicatas de 1 m de lado y 2 m de profundidad, cuyas ubicaciones se indican en la figura 1.

Los sondeos, que se situaron a unos 20 m de distancia entre sí, tuvieron por objetivo establecer la probable existencia de contaminación con HC en el suelo y el agua y definir las direcciones de flujo subterráneo. Las perforaciones se realizaron para determinar la permeabilidad mediante ensayos de bombeo y las calicatas, para apreciar en forma directa las características del subsuelo.

El análisis e interpretación de las muestras de suelo y de agua, permitió identificar 3 manchas; dos con hidrocarburos livianos (I y III) y la tercera (II) con HC viscoso. En la figura 1 se representa la extensión de la mancha I.

Mediante la realización de 5 ensayos hidráulicos, bombeando en las perforaciones PPR y midiendo la variación del nivel de agua en sondeos cercanos (BR), se obtuvieron valores de permeabilidad del orden de 1 m/día, lo que deriva en las siguientes velocidades efectivas de flujo subterráneo: máxima (0,4 m/d), mínima (0,1m/d) y media (0,2m/d).

La mancha más importante es la I, que ocupa 1.930 m² y afecta a un volumen de suelo de 2.230 m³, dado que el espesor medio contaminado es de 1,15 m. Considerando una porosidad del 20%, el volumen de agua afectado es de unos 445 m³.

Dado la baja productividad de la sección contaminada, de la que sólo se pudo extraer 77 litros/hora por bombeo, se descartó la limpieza mediante pozos puntuales, programándose una captación basada en drenes subterráneos.

Con el objeto de cubrir una superficie considerable de la mancha, se construyeron 5 drenes a profundidades entre 1,75 y 2,0 m, formados por cañería reforzada de PVC de 4" y ranurada, para permitir el ingreso de agua y de HC (figura 2). Los drenes, que totalizan 164 m de longitud, descargan en un pozo colector de 2,75 m de profundidad y de 1,25 x 0,95 m de planta (figura 3).

Para operar el sistema, se instaló una bomba eléctrica que funciona debajo del agua, con un interruptor automático que permite mantener el nivel a 2 m de profundidad. El extremo del caño, chupador se ubica a 2,5 m de profundidad, por lo que la bomba extrae agua con muy bajo tenor en HC, debido a que por su menor densidad, flota.

En la tabla se indican los volúmenes de HC recuperados, operación que se realiza mensualmente con un camión de vacío. Previamente se mide el espesor del sobrenadante y se calcula, a partir de la superficie del colector, la cantidad acumulada.

El sistema comenzó a funcionar en abril/95 y en ese año se recuperaron 1.990 litros de HC liviano. En 1996, la bomba estuvo en reparación durante julio y agosto y hasta noviembre pasado, se extrajeron 1.460 litros, con lo que se totalizó 3.450.

El sistema está funcionado correctamente y ha demostrado su eficiencia pese a la baja permeabilidad que caracteriza al suelo.

HIDROCARBURO RECUPERADO

1995	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC	TOT
litros				200	235	295	260	205	215	195	200	185	1990
1996													
litros	190	185	195	150	140	160			170	160	110		1460

Figura 1

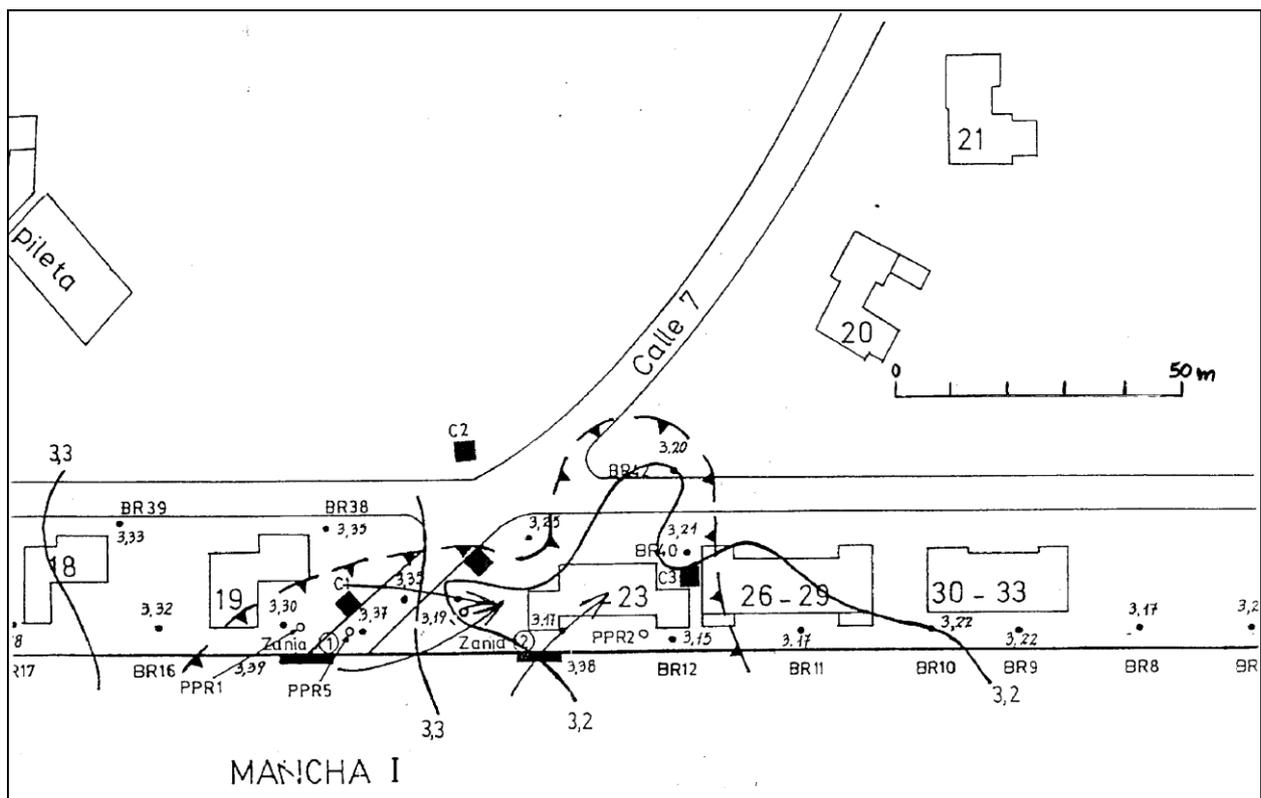


Figura 2

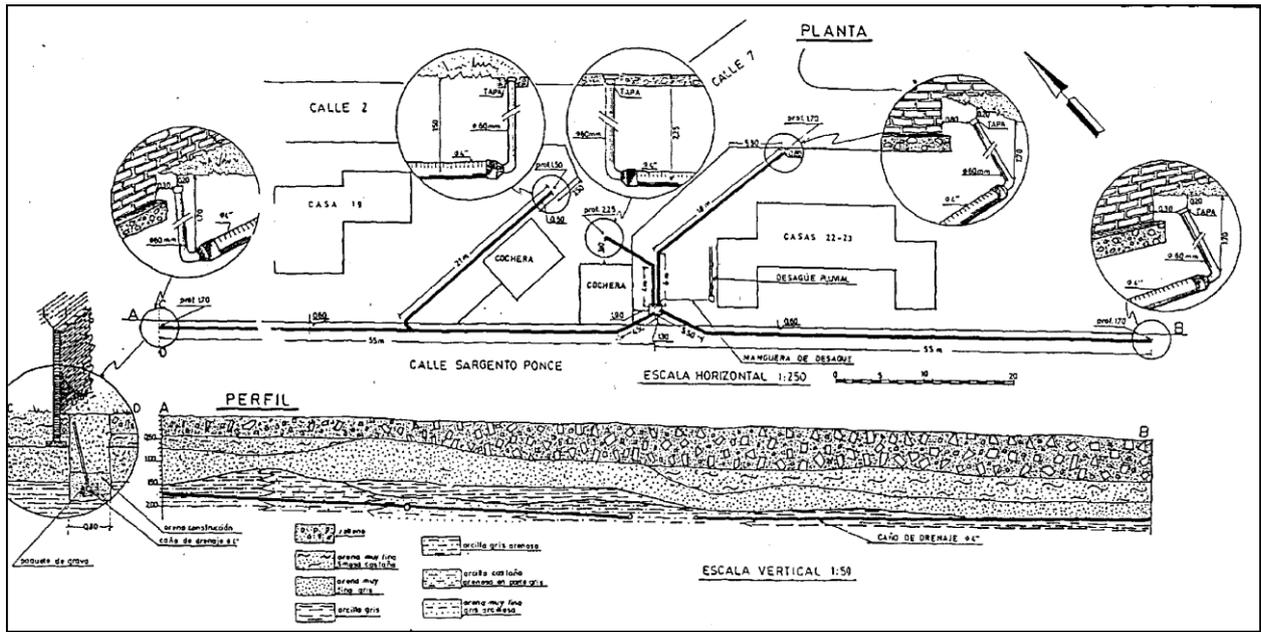
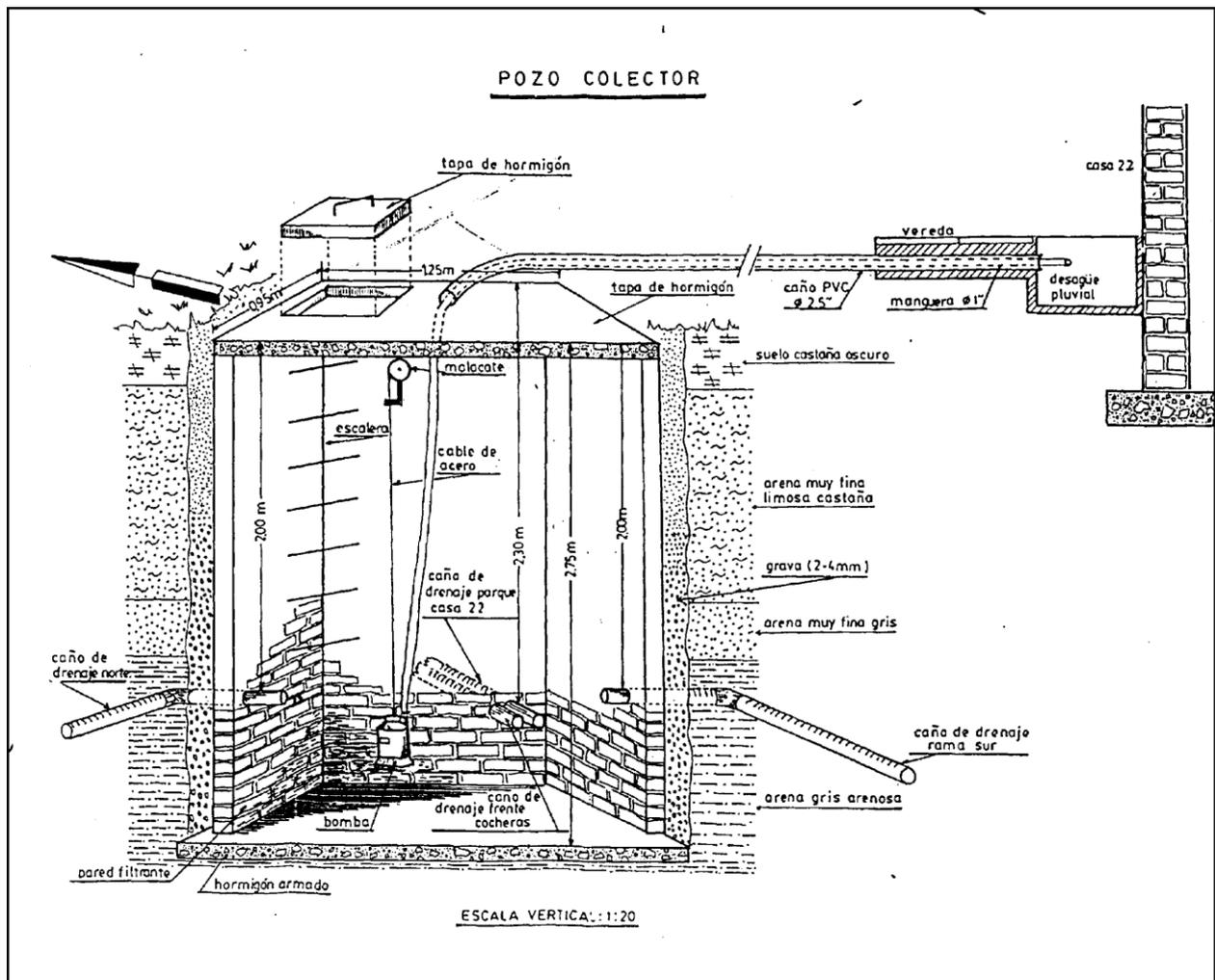


Figura 3



13.3. ESTUDIO AMBIENTAL DEL SUELO Y EL AGUA SUBTERRÁNEA EN DÁRSENA SUD. CAPITAL FEDERAL

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

* La ejecución de 20 sondeos exploratorios hasta 4 m de profundidad, la descripción y el análisis de las muestras de suelo y agua obtenidas de ellos, permitió establecer el estado del suelo y del agua frente a la contaminación con hidrocarburos y uno de sus principales derivados, el plomo. Los sondeos quedaron entubados para permitir las operaciones de seguimiento de las variables hidrodinámicas e hidroquímicas.

* En laboratorio se analizaron 40 muestras de suelo (2 por cada sondeo) que se eligieron en base a la descripción macroscópica en boca de pozo y otras 20 de agua (1 por cada sondeo).

* El grado de contaminación del suelo es intermedio a bajo. Se identificaron seis sectores o manchas en los que los contenidos de HC superan o se aproximan al máximo de 5 g/kg, admitido en la Norma Holandesa (Anexos). Se utilizó la norma citada, en razón que la Ley 24.051 de Argentina (Residuos Peligrosos), reglamentada mediante el Decreto 831/93, no contiene regulaciones referidas a los HC totales en suelo ni en agua.

* En cuatro de las seis manchas se justifica ambiental, técnica y económicamente, la aplicación de métodos correctivos, respecto a los HC totales.

* Las cuatro manchas susceptibles de remediación ocupan aproximadamente 6.000 m² y afectan unos 7.500 m³ de suelo lo que implica que la contaminación alcanzó una profundidad media de 1,25 m.

* Las dos manchas restantes se ubican por debajo de 1,2 y 3,3 m de profundidad, con contenidos de 2,2 y 3,4 g/kg respectivamente. La remediación no aparece como imprescindible, desde el punto de vista ambiental y resulta técnicamente complicada por la profundidad.

* La técnica de remediación propuesta se basa en la estabilización, solidificación y encapsulamiento, con la finalidad de lograr un residuo apto (suficientemente seguro y estable) para ser dispuesto en el mismo lugar de donde fue extraído. Los productos mas utilizados en este proceso son la cal y el cemento, que deben ser íntimamente mezclados con el suelo contaminado, para lograr un buen aglutinamiento.

* El grado de la contaminación del suelo frente al plomo es aceptable. Solamente dos muestras superan el límite establecido por la Ley 24.051, para la concentración en suelos destinados al uso industrial (1 g/kg).

* El agua presenta un mayor grado de contaminación que el suelo, tanto en lo referente a su contenido en HC total como en plomo.

* Sólo una muestra de agua presenta contenido en HC total inferior al establecido en la Norma Holandesa (0,6 mg/l).

* La gran mayoría (18) de los sondeos muestreados arrojaron valores de Pb superiores al límite para agua potable, establecido por la Ley 24.051 (0,05mg/l).

* La red de flujo de la capa freática indica que el movimiento principal del agua es hacia el N del predio.

* Es necesario interceptar el flujo de agua contaminada antes que abandone el predio y proceder a su tratamiento, para evitar que continúe el deterioro del recurso fuera de los límites de la Planta. Para ello, se propone la construcción de un sistema combinado de zanja de intercepción, dren de captación y pozo colector con el que se prevé extraer 1,3 m³/día de agua contaminada que será tratada con los productos habituales para disminuir el contenido en Pb (polímeros hidrocarbonados).

* A los hidrocarburos se los dejará acumular en el pozo colector, para extraerlos cuando conformen un volumen adecuado (200 litros).

Se recomienda

* Efectuar un seguimiento detallado de las obras y tareas de remediación del suelo y del agua.

* Verificar la evolución de los contaminantes en el tiempo y en el espacio. Para ello será necesario realizar, con frecuencia bimensual, un monitoreo de los niveles del agua subterránea, toma de muestras y determinaciones en laboratorio de los contenidos en HC y plomo.

OBJETIVOS

La finalidad del Estudio fue establecer el estado del suelo y del agua subterránea frente a la contaminación, derivada de los productos utilizados y la actividad desarrollada en la Terminal Dársena Sud y en función de ello, proponer los métodos y las técnicas destinadas a mejorar la situación ambiental y de los recursos. El predio objeto del Estudio se ubica en el extremo sudeste de la Ciudad de Buenos Aires, entre la Dársena Sud y el Río de la Plata (figura 1).

Dado que en la Terminal se realizaron tareas de, almacenamiento, envasado y despacho de: nafta, diesel oil, gasoil, kerosene y aceite, las determinaciones apuntaron a detectar y cuantificar hidrocarburos totales y plomo en 40 muestras de suelo y 20 de agua, tomadas en 20 sondeos de 4 m de profundidad, que quedaron entubados para permitir el futuro monitoreo del agua subterránea.

Con el objeto de captar el agua subterránea para su tratamiento, en caso que su grado de contaminación lo hiciera necesario, se realizaron siete ensayos hidráulicos, con los que se determinó la transmisividad y permeabilidad del acuífero freático.

GEOLOGIA Y COMPORTAMIENTO HIDROGEOLÓGICO

La descripción de las unidades geológicas se inicia por la más moderna, debido a que es la que tiene un contacto más directo con las fases atmosférica y superficial del ciclo hidrológico y con los procesos de contaminación.

Postpampeano

A esta unidad también se la conoce como Sedimentos Postpampeanos y está integrada por depósitos de diferente origen, en los que predominan notoriamente la granometría fina (arcilla, limo y arena muy fina) sobre la mediana (arena mediana) y la gruesa (grava).

Los 20 sondeos efectuados hasta 4 m de profundidad, para establecer el estado del suelo y del agua respecto a la contaminación, están terminados en esta unidad, que además conforma el sustrato geológico sobre el que se asienta la Planta de Despacho.

Por debajo del relleno artificial, cuyo espesor oscila entre unos 60 cm (S1, S3, S4, S7 etc.) y 2,3 m (S8), se desarrolla una secuencia predominantemente arcillosa y limosa (pelítica), hasta profundidades variables entre 2 m (S7) y 2,9 m (S4), subyugada por otra arenosa fina, hasta el fondo de los pozos (4 m).

Algunos sondeos no presentan la tendencia granométrica señalada, dominando en todo el perfil, el tamaño fino, (S17 y S20) y en otros se destaca la intercalación de una capa francamente arcillosa, en una sucesión donde prevalecen las arenas muy finas (S1 y S4).

La tonalidad dominante es la gris, seguida por la castaña y en forma muy subordinada, la verdosa.

Se identificaron fósiles del tipo bivalvos, en los sondeos S3 de 1,2 a 2,4 m y S6 de 1,4 a 2,7 m.

En la figura 2 se reproduce el perfil litológico y de entubamiento del pozo 1, que resulta demostrativo de los 19 restantes.

En perforaciones más profundas se citan desde la superficie y hasta los 29 m de profundidad, arenas finas, arcillosas, grisáceas oscuras y con fósiles marinos, que se apoyan sobre otra secuencia de arenas, pero de granometría mediana y gruesa y tonalidad amarillenta.

Las arenas arcillosas superiores, de baja permeabilidad, pertenecen al Postpampeano, al que se le asigna una edad entre los 10.000 años y el presente, mientras que las inferiores, de alta permeabilidad son la Arenas Puelches.

En lo referente al comportamiento hidrogeológico, el conjunto de los Sedimentos Postpampeanos presenta baja permeabilidad. En las secciones arenosas debido a su granometría fina y a la presencia de matrix arcillosa y en las fracciones pelíticas por el reducido tamaño poral.

En virtud de ello, predomina un comportamiento del tipo acuitardo (admite agua y la transmite con mucha dificultad) a acuífero de baja productividad, éste último en las secciones en que domina la fracción arena.

En cinco de los siete ensayos hidráulicos realizados, se obtuvieron valores representativos de permeabilidad, con extremos de 0,08 m/día (S7) y 0,38 m/d (S16) y una media de 0,22 m/d. Esta última magnitud es considerada representativa de "acuíferos pobres con mala capacidad de drenaje", integrados por arena fina, arena arcillosa, mezcla de arena, limo y arcilla y arcillas estratiformes (Benítez, 1972).

Respecto a la salinidad, mediciones efectuadas en los sondeos S5, S7 y S13, arrojaron valores de 620, 750 y 590 N S/cm, respectivamente, equivalentes a unos 400/550 mg/l. Estos valores están por debajo del límite adoptado por OSN para el residuo salino total (2.000 mg/l). Sin embargo las muestras provienen del extremo superior de la capa freática, donde es común la existencia de delgados espesores de agua dulce, flotando, por su menor densidad, en el agua salada. El agua dulce proviene de la infiltración de la superficial y del aporte del Río de la Plata.

En el sitio estudiado, ubicado en la Terraza baja, o Llanura inundable del Río Matanza, la mayor parte del agua subterránea presenta elevada mineralización, con un incremento de salinidad en profundidad. Así en la perforación Dársena Sud N° 2 (ex Dirección Gral. de Minas y Geología), se indica para la primer capa acuífera (de 1,8 a 4,5 m de profundidad), una salinidad de 1,4 g/l. Para la segunda (de 6,3 a 16,5 m), también en el Postpampeano 3,3 g/l y para la tercera (de 29,0 a 50,4 m) en las Arenas Puelches 27,2 g/l.

Por lo tanto, excluyendo el pequeño volumen de agua dulce sobreyacente, el resto resulta inapta para el consumo humano y demás usos corrientes, por su elevada salinidad.

Arenas Puelches

Constituyen una secuencia de arenas cuarzosas sueltas, medianas y finas, blanquecinas y amarillentas, de origen fluvial, que ocupan unos 83.000 km², en el subsuelo del NE de la Provincia de Buenos Aires y se extiende también a la de Entre Ríos, Santa Fe y Córdoba (Auge, 1986).

Contienen al acuífero más explotado del país (Puelche), pues de él se abastece en gran medida el Conurbano de Buenos Aires (10 millones de habitantes).

En la perforación Dársena Sud N° 2, las Arenas Puelches se desarrollan entre 29 y 50,4 m bajo boca de pozo (b.b.p.).

De acuerdo a la descripción predominan: arenas de grano mediano y grueso, grava y ripio, que apuntan hacia permeabilidades medias a altas.

Las Arenas Puelches, para cuyo desarrollo estratigráfico se estima un lapso de 5,5 a 3,5 millones de años, antes del presente (ap) (Yrigoyen, 1993), son netamente acuíferas (admiten y transmiten el agua con facilidad) y pese a que no se dispone de ensayos hidráulicos realizados en el sitio estudiado o en sus vecindades, se les asigna una permeabilidad K - 40 m/día, a partir de pruebas hidráulicas realizadas en ámbitos morfológicos y geológicos similares, cuyos resultados obran en EASNE, 1972.

Ya se mencionó la elevada salinidad que presenta el agua subterránea en la Planicie costera y en la Llanura inundable del Río Matanza, debido a la incidencia de los sedimentos del Postpampeano y de las ingresiones marinas acaecidas durante el Cuaternario. En la perforación exploratoria Dársena Sud N° 2, se detectó una salinidad de 27,2 g/l, con abundante SO₄⁻, lo que hace al Acuífero Puelche, inapto para los usos corrientes en esta ubicación.

Fuera de los ámbitos topográficamente deprimidos ya mencionados (Planicie costera y Llanura inundable), este acuífero contiene agua de excelente calidad química,

apta para la mayoría de los usos, con salinidades totales menores a 1 g/l y del tipo bicarbonatada sódica.

Resulta interesante señalar la ausencia, en el sitio estudiado, de una importante unidad geológica como lo es el Pampeano o Sedimentos Pampeanos (Fidalgo et al, 1975). El Pampeano caracteriza con sus afloramientos a la mayor parte de la gran Llanura Chacopampeana, disponiéndose en el NE de la Provincia de Buenos Aires, entre los Sedimentos Postpampeanos y las Arenas Puelches.

La erosión provocada por el antiguo Río de la Plata y sus afluentes, entre ellos el Río Matanza, durante la última glaciación (hace unos 8.000 años), debido al marcado descenso del nivel del mar, determinó la eliminación del Pampeano en un sector de posición próxima a la costa. Hacia el Oeste, el Escalón y la Terraza alta están labrados en los Sedimentos Pampeanos (Parque Lezama).

Formación Paraná o el Verde

Se emplaza por debajo de las Arenas Puelches y está formado por dos secciones de acuerdo a la descripción de la perforación Riachuelo N° 4, ejecutada en las proximidades del Puente Pueyrredón, en la margen izquierda del Riachuelo.

La sección mas somera, de 44,8 a 71,9 m b.b.p., es una arcilla plástica, verde azulada a gris verdosa, con fósiles marinos (*Ostrea amussium*), subyacida por otra arenosa, gris y amarillenta, desde 71,9 a 86,3 m de profundidad. Esta última se comporta como acuífera y es profusamente explotada por la industria en la cuenca baja del Río Matanza, por los altos rendimientos y baja salinidad (3 a 4 g/l), respecto a la que presenta el Puelche (20 a 30 g/l) o la Fm Olivos subyacente (15 a 20 g/l).

De cualquier forma los contenidos salinos y en Cl^- , superan a las normas de potabilidad por lo que no se utiliza agua de la Fm Paraná para consumo humano.

Los sedimentos de la Fm Paraná son de origen marino y deben su presencia a una transgresión ocurrida entre unos 20 y 10 millones de años a.p.

Formación Olivos o el Rojo

Subyace a la Fm Paraná y está integrada por tres secciones: la más somera es netamente arcillosa, la intermedia arcillo arenosa y la mas profunda francamente arenosa.

Del perfil de la perforación Riachuelo N° 4 se desprende que entre 86,3 y 172,7 m de profundidad, se desarrolla una sucesión de arcillas pardo rojizas compactas, con concreciones calcáreas en el tramo superior y yesíferas en el inferior. Esta unidad actúa como un acuicludo (contiene agua pero no la transmite), separando efectivamente a los acuíferos contenidos en las Fm Paraná y Olivos.

Por debajo de la anterior, entre 172,7 y 224,1 m b.b.p., se presenta una secuencia integrada por areniscas y arcillas rojizas calcáreas y yesíferas.

Finalmente entre 224,1 y 325,6 m b.b.p., dominan ampliamente las areniscas rosadas y rojizas, calcáreas y yesíferas.

Los tres acuíferos alumbrados en la Fm Olivos resultaron surgentes, con niveles entre 6,5 y 8,6 m por encima del terreno, cuya cota se fijó en 4,65 m sobre el cero del Riachuelo.

Las salinidades de estas capas variaron entre 16 y 19 g/l, destacándose los altos tenores en SO_4 (de 5,0 a 5,8 g/l) y en Cl^- (de 4,1 a 5,1 g/l), que las hacen inapropiadas para la mayoría de los usos corrientes.

Los sedimentos de la Fm Olivos son predominantemente continentales y para ellos se propugna un origen desde aluvial hasta eólico, con un lapso de sedimentación que abarcó desde unos 35 a 25 millones de años a.p.

Basamento Cristalino

A 325,6 m de profundidad, la perforación dio con una pegmatita alterada que seguramente compone el techo del sustrato cristalino, dado que también fue identificado a profundidades parecidas en otros sondeos cercanos.

Rocas similares afloran en las Sierras de Tandil, en la Isla Martín García y en la costa Uruguaya y precisamente en dicha Isla, se dató para las mismas una edad de 2.085 millones de años.

Las rocas del basamento cristalino tienen un comportamiento acuífugo (no admiten ni transmiten agua), por carecer de porosidad primaria. Solamente si están alteradas por meteorización o presentan fisuras (porosidad secundaria), pueden contener o conducir agua subterránea.

Por ello a las rocas cristalinas no alteradas ni fisuradas, se las considera el basamento hidrogeológico efectivo para todas unidades del subsuelo.

GEOMORFOLOGÍA

Las geoformas que caracterizan al ámbito en que se ubica el predio estudiado, derivan de las acciones erosivas y de acumulación, producidas fundamentalmente por las aguas superficiales y el viento.

La posición del mar, por su parte, también resultó trascendente en la evolución geomorfológica, particularmente en los últimos 30.000 años. En efecto la diferencia entre los niveles marinos bajos (períodos glaciales) y los altos (períodos interglaciales) alcanzó hasta 100 m. Esto dio lugar a cambios importantes en el nivel de base y por ende en la energía morfocinética.

Durante la última glaciación (unos 8.000 años a.p.) la línea de costa se ubicaba a unos 100 km mar adentro de la desembocadura actual del Río de la Plata, aproximadamente en coincidencia con la isobata de 100 m.

Los ríos, entre ellos los antecesores del Matanza y del Río de la Plata, resultaron favorecidos en su capacidad erosiva, hecho al que coadyuvó un aumento en la pluviosidad que derivó en la conformación de profundos valles, labrados en los Sedimentos Pampeanos.

En algunos casos, la acción erosiva fue tan intensa que eliminó totalmente al Pampeano, llegando hasta las Arenas Puelches (caso del sector estudiado y de otros ubicados en la cuenca inferior del Río Matanza).

El predecesor del Río de la Plata ejerció una acción similar, hecho que se verifica por la ausencia de Sedimentos Pampeanos en Boca Cerrada, Punta Lara y Los Talas.

En los interfluvios se desarrolló una geoforma conocida como Terraza alta (Frenguelli, 1950), cuyos representantes más conspicuos son los altos del Parque Lezama, por encima de cota 10 m.

Al finalizar la glaciación Würm = Atuel, el nivel del mar fue ascendiendo hasta estabilizarse en una posición similar a la actual, hace unos 2.000 años a.p.

Durante los últimos 6.000 años, los profundos valles labrados en el período glacial, fueron colmatados por sedimentos fluviales y aún marinos (Querandino), debido a la marcada disminución de la capacidad de transporte por ascenso del nivel de base.

Ello dio lugar a la formación de la Terraza baja (Frenguelli, 1950), ámbito donde se ubica el predio estudiado, representada por las formas ubicadas por debajo de la cota de 5 m (Llanura inundable del Río Matanza y Planicie costera del Río de la Plata).

El ensamble entre las terrazas alta y baja, se denomina Escalón, representado por las barrancas del Parque Lezama.

La estabilidad tectónica que caracteriza a la Llanura Bonaerense a partir del Terciario superior (10 millones de años a.p.) se traduce en una posición estratigráfica subhorizontal y en desniveles topográficos poco acentuados.

Así, la Terraza alta presenta una pendiente topográfica media de 2,5 m/km, desde la mayor cota que tiene Buenos Aires, en la Estación Villa Devoto (27,27 m), hacia el NE, hasta el borde del Escalón en Palermo.

La Terraza baja, a lo largo del Riachuelo, registra una pendiente media de 0,2 m/km, mientras que el Escalón, en el Parque Lezama, llega hasta 10 %.

La escasa pendiente topográfica y su posición deprimida en el relieve, hace que las aguas derivadas de la lluvia, escurran desde los altos hacia la Terraza baja, donde suelen acumularse en superficie formando anegamientos. Esto favorece la infiltración, particularmente en los sitios libres de edificación y pavimentaciones.

Esta circunstancia se magnifica en el sitio estudiado, especialmente en los recintos que contienen a los tanques, piletas de bombeo y API, dado que están limitados por terraplenes.

El proceso de infiltración facilita la incorporación de contaminantes superficiales al subsuelo y al agua subterránea.

El sector más bajo es el recinto que contiene a los tanques de DO, GO, mezcla y K, en el extremo N del predio, con cotas menores a 2,75 m. Otro sector bajo es el que contiene a las piletas recuperadoras y de agua potable y a la casa de bombas, con menos de 3 m.

En una posición intermedia se encuentra el extremo E del predio, correspondiente a los recintos que contienen a los tanques 10,11, 12 y 13, con cotas del orden de los 4 m.

Los recintos de los tanques 4, 5 y 6 tienen sus pisos a cotas entre 5 y 5,5 m, por lo que su posición topográfica es bastante parecida a la del sector central.

Dejando de lado las alteraciones antrópicas (excavaciones, rellenos, terraplenes, etc.), el relieve insinúa una suave pendiente topográfica hacia el N, a partir de la isohipsa de 6,0 m, en el sector de cargadero, calderas y portería.

Los rasgos topográficos apuntados, en su mayoría artificiales, ejercen un notorio control en la dinámica del agua subterránea. Así en la figura 28 se observa claramente la incidencia que ejerce en el sentido del flujo, la excavación en la que se ubican los tanques 8, 9, 14, 16, 17, 18, 19 y 20 que da lugar a la descarga de agua freática.

Como contracuerdo, el alteo donde se emplazan los tanques 4, 5 y 6, actúa como zona de recarga.

AGUA SUBTERRÁNEA

Dinámica

En el punto Geología se hizo mención al comportamiento hidrogeológico, particularmente en lo referente a las características hidráulicas y químicas de las unidades reconocidas en el subsuelo.

Aquí se tratará en forma específica sobre la dinámica del agua freática, que controla el movimiento de los contaminantes en la sección superior de la zona saturada.

En la figura 3 se reproduce la red de flujo del acuífero freático, elaborada a partir de los potenciales hidráulicos medidos en 19 de los 20 sondeos realizados. Lamentablemente un equipo afectado a las tareas de desguace de la Planta de Despacho, destruyó el sondeo S10 y esta circunstancia determinó la imposibilidad de obtener el nivel en dicho sondeo.

Para obtener los potenciales hidráulicos, se resta la profundidad del agua, medida en cada sondeo, de la cota de boca de pozo.

En la figura 3 se destaca la existencia de dos ámbitos con comportamientos hidrodinámicos opuestos.

Uno actúa como zona de recarga y por ende es emisor del flujo subterráneo. Coincide con el sitio que ocupaban los tanques 4, 5 y 6 y se desarrolla entre las equipotenciales de 4 y 5 m. El flujo es radial divergente, con una marcada tendencia a concentrarse hacia el NE, por el control que ejerce la depresión topográfica donde se situaban los tanques de DO, GO, mezcla y K, la pileta API, la de agua potable y la casa de bombas. Precisamente esta depresión topográfica actúa como principal ámbito de descarga, concentrando el flujo y orientándolo decididamente hacia el Norte.

Otro sector de descarga, pero de menor relieve hidráulico, es el limitado por la equipotencial de 3,5 m, que contiene a los sondeos S14 y S15.

El mayor gradiente hidráulico se produce entre los sondeos S19 y S3 con 0,15 y el menor, a lo largo del eje de descarga (entre S8 y S2) con 0,012.

Considerando los valores de permeabilidad obtenidos en los ensayos hidráulicos y su ámbito de influencia respecto al flujo y aplicando la ecuación de Darcy, se tienen las siguientes velocidades para el agua subterránea:

$$V_{\text{máx}} (\text{S19} - \text{S3}) = \frac{0,19 \cdot 0,15}{0,05} = 0,57 \text{ m/d}$$

$$V_{\text{mín}} (\text{S8} - \text{S2}) = \frac{0,18 \cdot 0,012}{0,05} = 0,04 \text{ m/d}$$

Para el cálculo de la velocidad máxima se adoptó la permeabilidad obtenida en el ensayo del sondeo S1 (0,19 m/d), dado que el resultado del ensayo en S3 fue anómalo y para la velocidad mínima, se promediaron los valores de permeabilidad de S7 (0,08 m/d), S4 (0,27 m/d) y S1 (0,19 m/d) obteniéndose una K de 0,18 m/d.

A la porosidad efectiva se le asignó un valor del 5 %, a partir de resultados logrados en ubicaciones cercanas y ambientes similares al estudiado.

De las ecuaciones surge que la velocidad máxima del flujo subterráneo es del orden de 60 cm/d y la mínima de 4 cm/d, esta última en coincidencia con el filete principal de descarga. También es en el ámbito de descarga preferencial, donde se presentan los mayores contenidos de HC en agua (S16, S7 y S4). Algo similar ocurre con el plomo que registra máximos en los sondeos S16 y S7.

Del análisis de la red de flujo se desprende que la mayor salida de agua subterránea se produce por el esquinero Norte del predio y en dicha dirección. Secundariamente se verifica una salida hacia el Sur, a la altura del cargadero de camiones.

Profundidad

La profundidad de la superficie freática es importante tanto para la extracción por bombeo como para la construcción de fundaciones y también en relación a los procesos de contaminación del agua subterránea.

El suelo comprendido entre las superficies topográfica y freática, compone la zona subsaturada o de aireación, donde coexisten los tres estados de la materia (sólido, líquido y gaseoso). Esta zona subsaturada es un efectivo filtro natural en relación a la migración descendente de los contaminantes. Por ello el que un contaminante alcance o no al agua subterránea, depende entre otras cosas, de las características físicas (porosidad, permeabilidad, anisotropía, heterogeneidad) y del espesor de la zona de aireación que varía en función del movimiento vertical de la superficie freática.

Cuanto mayor es el espesor de la zona subsaturada y menor la permeabilidad vertical, más reducidas son las posibilidades de un contaminante para llegar al agua subterránea.

En la figura 4 se representa la profundidad del agua mediante isolíneas con 0,5 m de equidistancia, apreciándose que los sectores de menor profundidad (< 0,5 m) coinciden con los recintos de los tanques 4, 5 y 6 y 10, 11 12 y 13. Como contrapartida la mayor profundidad se registra en el sector central de la Planta con 3,20 m (S16). Este sondeo es indicador de una situación anómala debido a que presenta una fase líquida de HC sobrenadante de 90 cm de espesor, cuyo acceso no se vislumbra a través de la zona subsaturada por vertidos en superficie, sino que parece provenir de fugas en cañerías subterráneas o de vertidos en excavaciones o fosas profundas.

CONTAMINACIÓN

Suelo

- Hidrocarburo total

Para establecer el estado del suelo frente a la contaminación con HC, se realizó una detallada verificación macroscópica en boca de pozo sobre 240 muestras, a fin de obtener un panorama preliminar y seleccionar aquellas en las que se efectuaron las determinaciones analíticas en laboratorio.

En la apreciación macroscópica, además del aspecto litológico, se prestó especial atención al grado de impregnación, olor e iridiscencia.

Para la selección de las muestras, se empleó el criterio de elegir a la más contaminada y la inmediata subyacente fuera de la sección contaminada, con el objeto de delimitar verticalmente a la mancha.

Dado que la Ley 24.051 no contempla a los HC totales como limitantes en la aptitud de un suelo para uso industrial, se recurrió a la Norma Holandesa (Anexos), de uso corriente en los países europeos. Dicha normativa fija un límite de 5 g/kg de HC total en suelo seco, por encima del cual recomienda su limpieza.

Del análisis de los resultados de las determinaciones de laboratorio, surge que cuatro muestras superan el límite de 5 g/kg (S1 M1, S6 M1, S7 M1 y S13 M1) y otras siete presentan contenidos muy cercanos a dicho límite (S3 M1, S5 M1, S6 M2, S8 M1, S13 M2, S14 M2 y S17 M1), lo que indica la conveniencia de remediar los suelos asociados, interpretados en 4 manchas.

Sintéticamente se puede señalar que el espesor medio afectado por la mancha I es de 1 m; por la mancha II, 1,5 m; por la mancha III, 1,8 y por la mancha IV, 2 m. Las manchas V y VI se desarrollan a partir de 3,3 y 1,2 m de profundidad respectivamente.

- Plomo

La Ley 24.051 fija un límite máximo de 1 g/kg de plomo en suelo seco para uso industrial. En el predio estudiado (figura 32), sólo dos muestras superan dicho valor: S20 M1 (1992 mg/kg) y S6 M1 (1407 mg/kg), por lo que el estado del suelo frente a este contaminante, es aceptable:

Agua

- Hidrocarburo total

Tampoco es contemplado por la ley 24.051. La Norma Holandesa le asigna un límite máximo de 600 ug/l, a partir del cual recomienda el tratamiento del agua.

De las determinaciones analíticas, surge que una sola muestra (S20) está por debajo del umbral normado para HC total(0,6 mg/l).

Los sondeos que arrojaron resultados mas comprometidos son S4 con 690 mg/l, S7 con 4.510 mg/l y S16 con mas del 60 %, por lo que la muestra tiene mayor contenido de HC que de agua.

Tal como ocurre con el suelo, el sector de los tanques 4, 5 y 6 es el que presenta menor deterioro en el agua subterránea.

En términos generales no se aprecia coincidencia entre los contenidos elevados de HC en el suelo y en el agua (S1, S3, S6, S8 y S13), situación que parece derivar de la posición relativa del HC en el suelo respecto de la superficie freática.

En efecto en los sondeos S1, S3 y S6 las manchas son superficiales (de 0,0 a 0,3 m) y se ubican por encima del agua freática, lo que indica la baja movilidad del HC en la zona subsaturada. En el S13, la mancha (de 0,3 m a 0,6 m) coincide con el tramo superior de la capa freática, mientras que en el S8, pese a ubicarse de 1,3 a 1,6 m de profundidad, está por arriba del nivel freático medido (1,965 m b.b.p.).

El único sondeo que presenta coincidencia de altos contenidos de HC en el agua y en el suelo, es el S7.

- Plomo

La Ley 24.051 establece un límite de potabilidad, en relación al Pb, de 0,05 mg/l (cuadro 13), valor que es superado en 18 de los sondeos muestreados. Sólo S17 y S20 con menos de. 0,04 mg/l, se ubican por debajo del límite de potabilidad. Entre los valores altos se destacan S7 con 3,1 mg/l y S16 con 6,27 mg/l.

Se reitera con el Pb la falta de correspondencia entre los contenidos elevados del suelo, con los del agua. Los máximos detectados en el suelo (S6 M1 y S20 M1) no tienen su correlato en agua, además el S20 es uno de los sondeos que registró menor tenor de Pb en el agua.

En la figura 33 se representan las concentraciones de Pb detectadas en el agua freática.

REMEDIACIÓN

Del análisis efectuado en el punto anterior, surge que el recurso más afectado por la contaminación con HC y Pb es el agua subterránea; el suelo por su parte, aparece deteriorado por altos tenores de HC, pero sólo en algunos sectores de la Planta y prácticamente no está afectado por Pb.

Suelo

De las seis manchas de HC identificadas en el suelo de la Planta, la de mayor extensión es la II, emplazada en el ámbito deprimido que contiene a la pileta API, a la de agua potable, a los 4 tanques aéreos, a la casa de bombas y al manifold. La posición de la mancha II se definió con los sondeos S5, S6 y S7, cuyas muestras presentaron contenidos en HC de 2.591, 15.200 y 5.782 mg/kg de suelo seco, respectivamente.

Arealmente la mancha ocupa 2.400 m² y verticalmente se extiende hasta 1,5 m de profundidad, lo que implica un volumen de suelo contaminado de 3.600 m³.

Le sigue en importancia la mancha I, en la depresión situada inmediatamente al NO de la anterior, con 2.200 m² y 1 m de espesor.

En la tabla 1 se indica la superficie, el espesor y el volumen de suelo afectado por cada mancha.

Las manchas V y VI, que se desarrollan de 3,3 a 4 m y de 1,2 a 3 m respectivamente, resultan de muy difícil remediación.

mancha	superficie (m²)	espesor (m)	volumen (m³)
I	2.200	1	2.200
II	2.400	1,5	3.600
III	330	2	660
IV	510	2	1.020
V	500	0,7	350
VI	680	1,8	1.225
TOTAL	6.720		8.995

El volumen total de suelo afectado por la contaminación con HC, es de unos 9.000 m³, de los cuales se consideran técnica y económica factibles de mejoramiento, aproximadamente 7.500 m³ (manchas I, II, III y IV).

Para la remediación se recomienda la técnica de la estabilización, solidificación y encapsulamiento, cuya finalidad es llegar, a través de un adecuado tratamiento, a un residuo suficientemente estable y seguro para ser dispuesto en el mismo lugar de donde fue extraído.

Los productos más utilizados en este proceso son la cal (óxido de calcio) y el cemento, que deben ser íntima y apropiadamente mezclados con el suelo contaminado, para lograr un correcto aglutinamiento.

Según las metodologías que se apliquen, se aconsejan aditivos como arcilla y silicatos solubles de sodio y de potasio.

En el presente caso el volumen de suelo a tratar es de unos 7.500 m³.

Agua

Para interceptar al agua subterránea contaminada con HC y Pb, cuya salida ocurre principalmente por el extremo norte de la Planta, se recomienda la construcción de un dren cuyo perfil se muestra en la figura 5.

El dren, que tendrá las funciones de captación y conducción del agua freática, estará integrado por un caño de PVC de ϕ 10 cm y 50 m de largo, ranurado en toda su extensión y una zanja de 1 m de ancho y 1,5 a 1,8 m de profundidad, rellena con grava seleccionada de 1 mm de diámetro medio, en cuyo fondo se ubicará el caño.

El extremo oriental del dren, descargará en un pozo colector, de aproximadamente 1 m de lado y 3 m de profundidad, que almacenará en forma temporaria el agua contaminada (figura 6).

El caudal que podrá extraerse del sistema de captación se estima en 1,3 m³/día, a partir de la siguiente ecuación (Benítez 1972):

$$Q = \frac{2\pi K (H_2 - h_2)}{\ln R/r} \quad \text{donde:}$$

Q: Caudal (m³/día)

K: permeabilidad (0,3 m/día)

H: carga hidráulica sobre el dren fuera del pozo (2,5 m)

h: carga hidráulica sobre el dren dentro del pozo (0,5 m)

R: radio de influencia ($3.000 s \sqrt{K}$)

s: H - h (2 m)

r: radio del pozo equivalente ($\frac{2}{3} L$)

L: longitud del dren (50 m)

En la figura 7 se representa en forma esquemática el funcionamiento de la captación propuesta y se indican los términos que integran la ecuación.

El tratamiento de eliminación de Pb, puede realizarse mediante la utilización de productos integrados por carbono de alta pureza (99,9 %), con características hidrófilas, que permiten la fijación de los metales y de una extensa gama de hidrocarburos por adsorción, condensación capilar y absorción capilar. Para realizar la operación es conveniente trasvasar el agua almacenada en el pozo colector, mediante una electrobomba de 1 HP de potencia y accionamiento automático, a un recipiente de unos 3 m³ de capacidad.

El dispositivo automático de la bomba debe ser regulado de manera que extraiga el agua del fondo del pozo e interrumpa su funcionamiento en una profundidad mínima de 50 cm. De esta forma el HC se acumulará como sobrenadante y podrá ser extraído directamente del pozo colector, cuando alcance un volumen adecuado (200 litros o 20 cm de sobrenadante) con el consecuente ahorro en el tratamiento.

El agua bombeada al recipiente de tratamiento contendrá metales pesados y algún remanente de HC, que podrá ser tratado en conjunto, para satisfacer las normas de la Ley 24.051 y de la Holandesa, mediante el empleo de los productos de uso corriente como los mencionados mas arriba.

Se deberá prestar especial cuidado en la disposición final de los residuos sólidos o semilíquidos con alto contenido en Pb y los líquidos de HC.

UBICACIÓN

Estudio de suelos en Dársena Sur

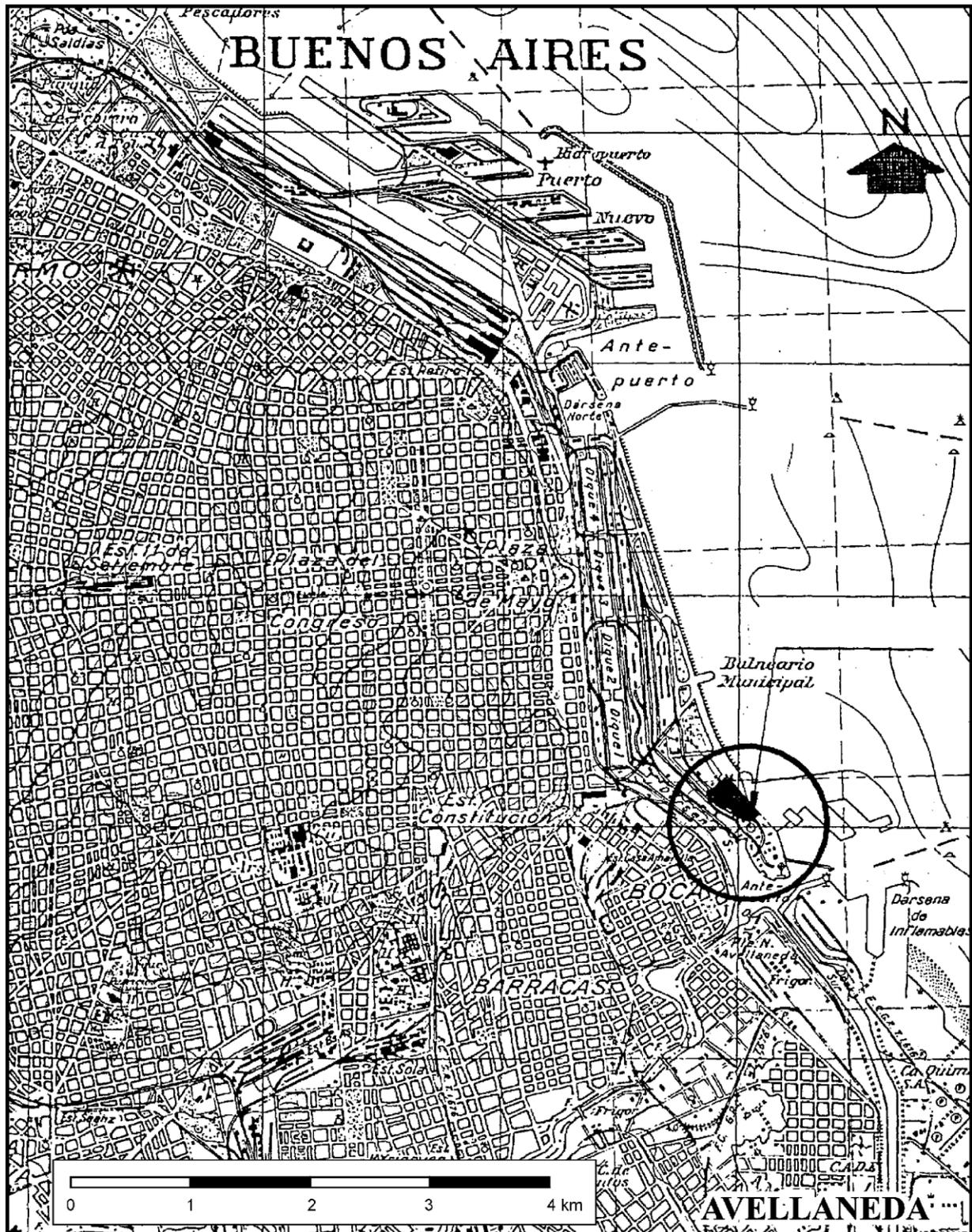


Figura 2

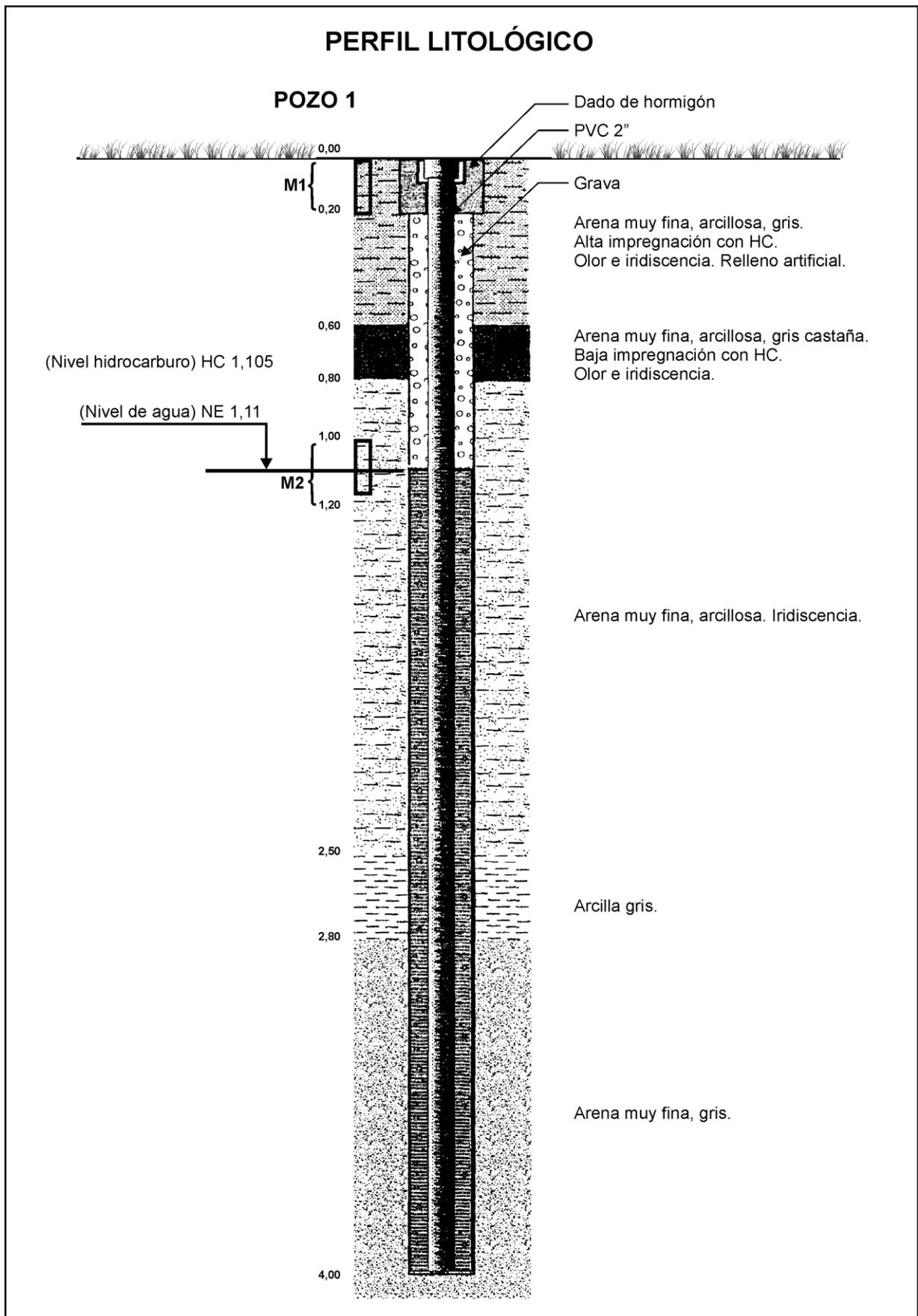


Figura 3

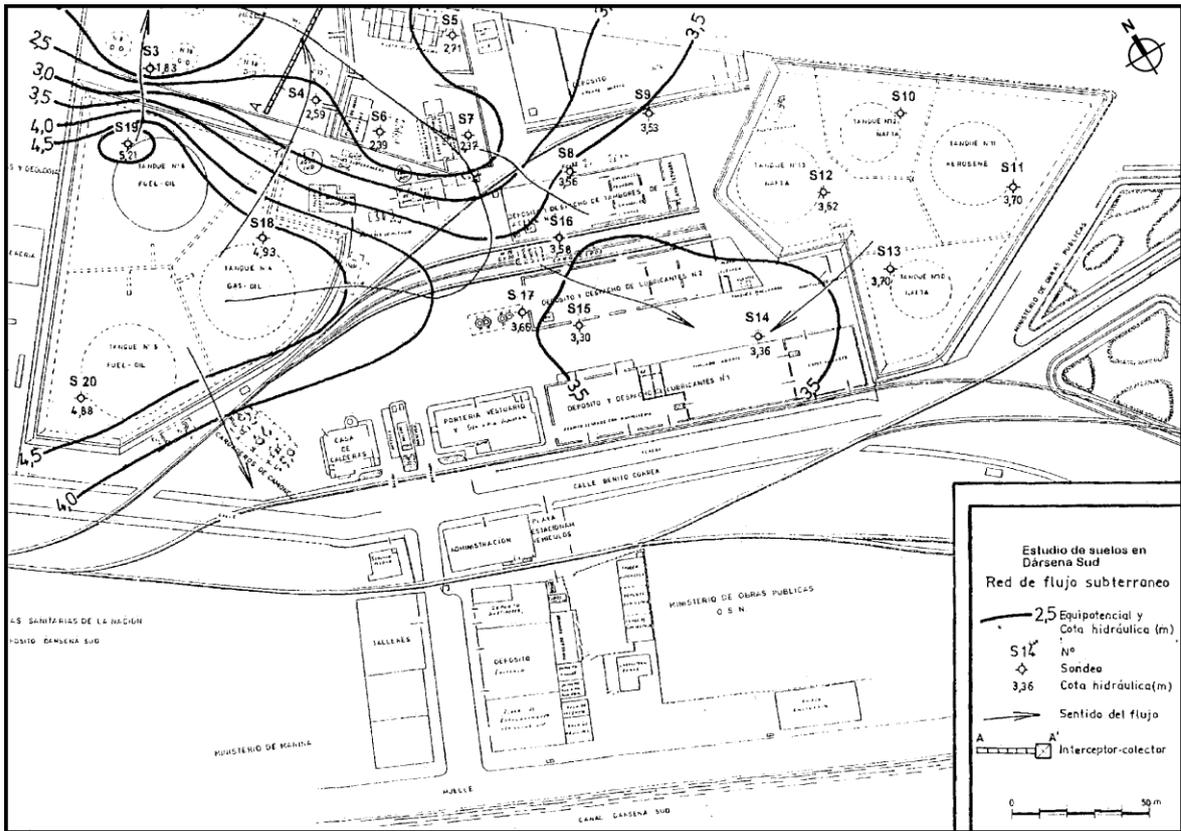


Figura 4

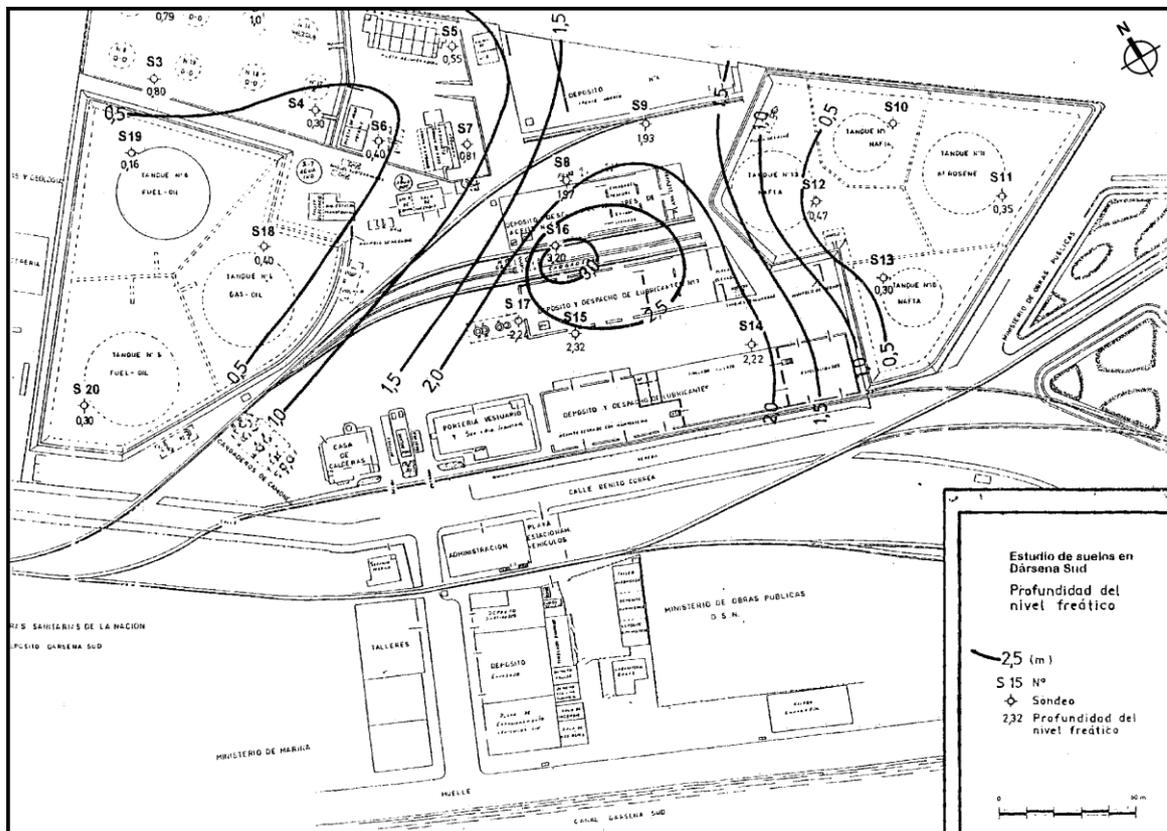


Figura 5

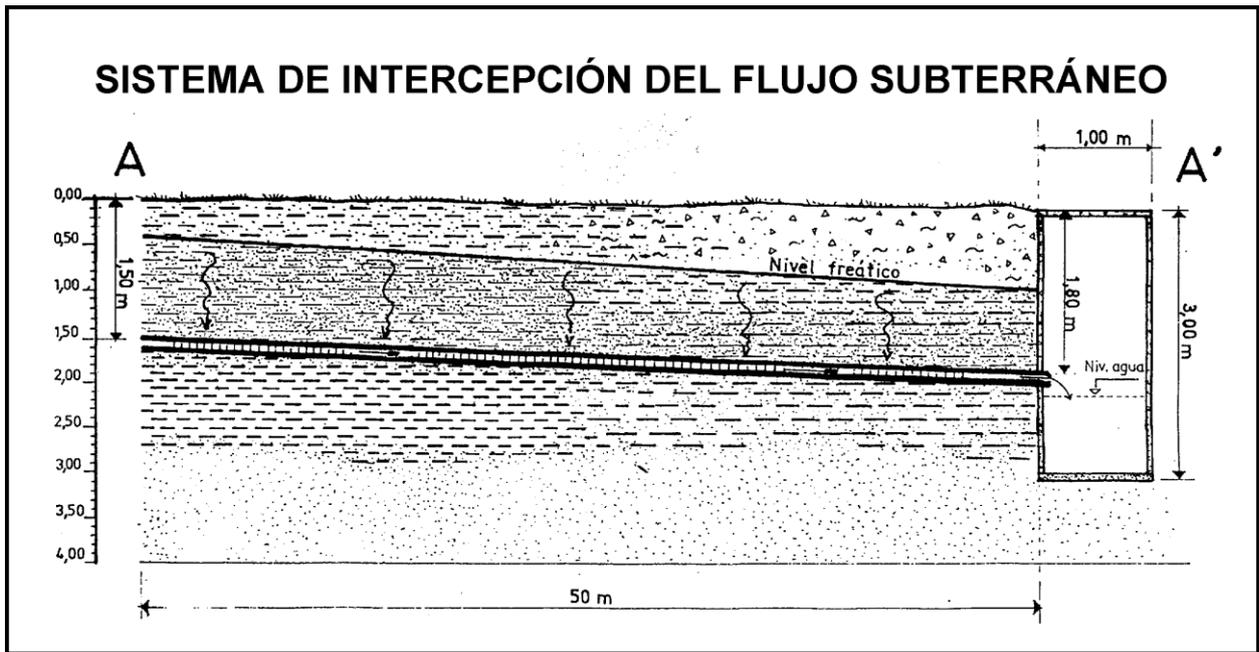
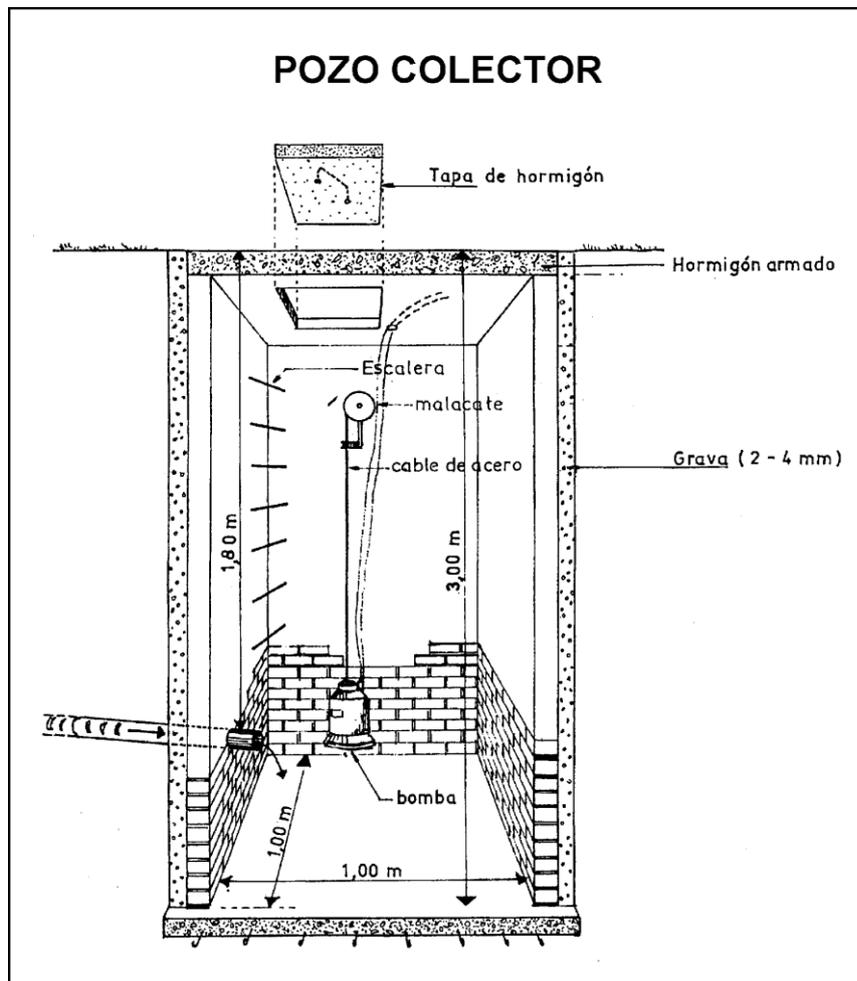
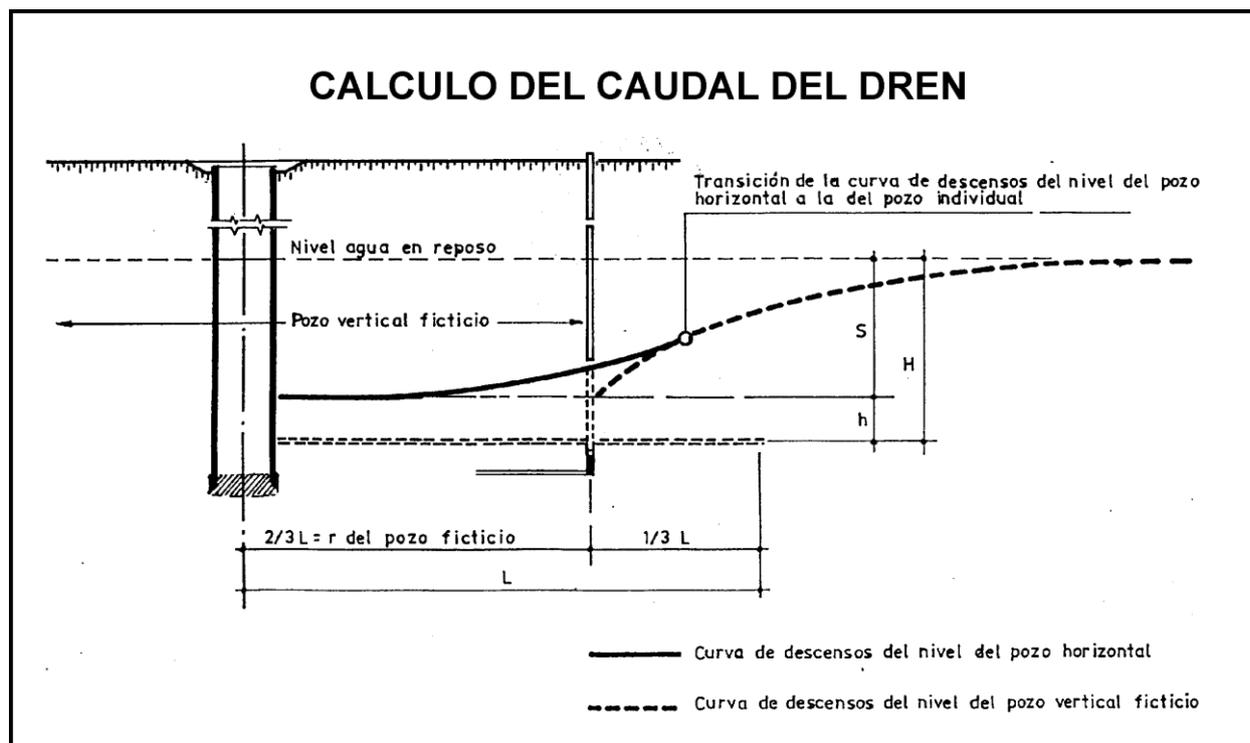


Figura 6





BIBLIOGRAFIA

ARTAZA E. 1943

Saneamiento Urbano de la República Argentina. Provisión de agua y desagües urbanos. Univ. Nac. de La Plata (UNLP). C.6: 383. La Plata.

AUGE M. P., J. H. CECI, M. F. FILI y M. A. HERNANDEZ 1975

Transmisividades regionales del subacuífero Puelche en la Provincia de Buenos Aires. VI Congr. Nac. del Agua. T I: 469 - 485. Santiago del Estero.

AUGE M. P. Y M. A. HERNANDEZ 1983

Características geohidrológicas de un acuífero semiconfinado (Puelche) en la Llanura Bonaerense. Coloquio Internacional de Hidrología de Grandes Llanuras. Unesco. V III: 1019-1043. Buenos Aires- París.

AUGE M. P. 1986

Hydrodynamic behavior of the Puelche Aquifer in Matanza River Basin. Groundwater. V 25, N°5: 636 - 642. Dublin, Ohio.

AUGE M. P. 1990

Aptitud del agua subterránea en La Plata, Argentina. Seminario Latinoamericano sobre Medio Ambiente y Desarrollo. Buenos Aires.

BENITEZ, A. 1972

Captación de Aguas Subterráneas. Ed. Dossat : 454-456. Madrid

CAPPANNINI D. A. Y V. R. MAURIÑO 1966

Suelos de la zona litoral estuárica comprendida entre las ciudades de Buenos Aires al norte y La Plata al sur. INTA: 45. Buenos Aires.

CUSTODIO E. Y M. R. LLAMAS 1976
Hidrología subterránea. Ed. Omega. Barcelona.

DNGM 1949
Diez años de perforaciones, 1926-1935. Publ. 139. Buenos Aires.

DNGM 1958
Perfiles de perforaciones. Periodo 1904-1915. Publ. 146. Buenos Aires.

DNGM 1965
Perfiles de perforaciones. Periodo 1916-1925. Publ. 152. Buenos Aires.

EASNE 1972
Contribución al estudio geohidrológico del noreste de la Provincia de Buenos Aires. CFI, Serie Técnica n°24. Buenos Aires.

EPA 1989
Groundwater sampling manual for underground storage tank sites. Dep. Env. Protec. Bureau of Oil and Hazardous Materials Control: 70. Maine.

FIDALGO F., O. DE FRANCESCO Y R. PASCUAL 1975
Geología superficial de la Llanura Bonaerense. VI Congr. Geol. Arg. Relatorio: 103-138. Buenos Aires.

FRENGUELLI J. 1950
Rasgos generales de la morfología y la geología de la Provincia de Buenos Aires. LEMIT. Ser.II, N° 33: 72. La Plata.

FRENGUELLI J. 1955
Loess y limos pampeanos. UNLP Ser.Téc. y Did. N° 7: 88. La Plata.

HERNANDEZ M. A., M. F. FILI, M. P. AUGÉ Y J. H. CECI 1979
Geohidrología de los acuíferos profundos de la Provincia de Buenos Aires. VI Congr. Geol. Arg. T II: 479-500 Buenos Aires.

INSTITUTO GEOGRAFICO MILITAR
Carta topográfica de la República Argentina.
Hoja 3557-7-3 Ciudad de Buenos Aires Escala 1: 50.000

LEMIT 1973 Mapa geológico de la Provincia de Buenos Aires. CR: 61. Buenos Aires.

LOGAN W. S. 1993
Origin of the saline groundwater of the coastal plain of the Río de la Plata, La Plata, Argentina. Tesis doctoral. Univ. of Waterloo: 210. Waterloo, Canadá.

SALA J. M. Y M. P. AUGÉ 1973
Presencia de capas filtrantes en el noreste de la Provincia de Buenos Aires. Su determinación. V Congr. Geol. Arg. Actas. T.V: 185 - 194. Buenos Aires.

SALA J. M. 1975

Geología de la Provincia de Buenos Aires. Recursos hídricos. VI Congr. Geol. Arg. Relatorio: 169-193. Buenos Aires.

SERVICIO METEOROLOGICO NACIONAL 1985 Estadísticas climatológicas 1961 - 1970. Estad N° 35 Buenos Aires.

SERVICIO METEOROLOGICO NACIONAL 1986 Estadísticas climatológicas 1971 - 1980. Estad. N° 36 Buenos Aires.

SERVICIO METEOROLOGICO NACIONAL 1992 Estadísticas climatológicas 1981 - 1990. Serie B N° 37 Buenos Aires.

STAPPENBECK R. 1926 Geologie und grundwasserkunde der Pampa. G.m.b.H: 409. Stuttgart.

TAPIA A. 1937 Datos geológicos de la Provincia de Buenos Aires. En Aguas Minerales. Com. Nac. Climat. y Aguas Min. T 11:23-90. Buenos Aires.

THEIS C. V. 1935

The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using ground water storage. Trans. Am. Geophys. Union. 16:516-524.

THORNTHWAITE C. W. 1948 An approach toward a rational classification of climate. Rep. Geograph.Rev. V XXXVIII. N° 1: 55-94.

THORNTHWAITE C.W. Y J.R. MATHER 1957

Instructions and tables for computing the potential evapotranspiration and the water balance. Climate Drexel Inst.of Techn. N° 10: 185-311.

YRIGOYEN M.R. 1975

Geología de la Provincia de Buenos Aires. Geología del subsuelo y plataforma continental. VI Congreso Geológico. Argentino. Relatorio. Buenos Aires.

YRIGOYEN M. R. 1983

Morfología y geología de la Ciudad de Buenos Aires. Evaluación e incidencia geotécnica. Asoc. Arg. Geol. Apl. Ing. VII: 7 -38. Buenos Aires.

ZAMBRANO J. J. 1974

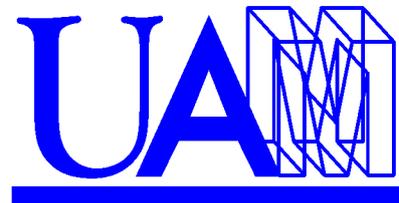
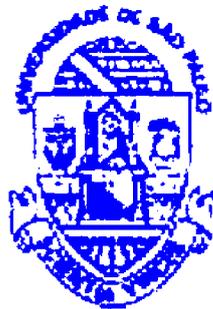
Cuencas sedimentarias en el subsuelo de la Provincia de Buenos Aires y Zonas adyacentes. RAGA. T XXIX, N° 4: 443-469. Buenos Aires.

13.4. VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS DEL ACUÍFERO PUELICHE EN LA PLATA - ARGENTINA

Dr. Miguel Auge
Universidad de Buenos Aires – Argentina
Director Científico
auge@gl.fcen.uba.ar

Dr. Ricardo Hirata
Universidad de Sao Paulo – Brasil
Coordinador
rhirata@usp.br

Dr. Fernando López Vera
Universidad Autónoma de Madrid – España
Coordinador
fernando.lopez-vera@uam.es



Buenos Aires, enero del 2004

1. RESUMEN

La región estudiada abarca 1.050 km², ubicándose en el extremo Sur de la gran Llanura Chacopampeana, que en Argentina ocupa 1 millón de km². También la investigada, conforma una llanura con suave pendiente regional hacia el NE, entre cotas 30 m en el borde SO y 0 m en el límite NE, coincidente con el Río de la Plata. El gradiente topográfico medio entre ambos bordes es de 1,3 m/km.

Dentro de la región llana mencionada, se presentan dos componentes geomorfológicos principales (Planicie Costera y Llanura Alta) y otro que los ensambla (Escalón).

La Planicie Costera se extiende en forma de faja paralela a la costa del Río de la Plata, en un ancho de 6 a 10 km, constituyendo un ámbito casi sin relieve entre cotas 5 y 0 m. La pendiente casi nula y la presencia de cordones litorales de arena y conchilla, dificultan notoriamente el drenaje superficial y la descarga hacia el Río de la Plata. Ello hace que la Planicie Costera sea un ambiente cenagoso con agua subterránea a poca profundidad o aflorando, donde predomina notoriamente la dinámica vertical y la descarga subterránea. Otra característica distintiva es el control que ejerce sobre la salinidad de los 2 acuíferos más importantes de la región (Pampeano y Puelche). Debido a que la Planicie Costera fue el fondo de varias intrusiones marinas ocurridas durante el Holoceno, el Acuífero Pampeano presenta una salinidad bastante más elevada que en la Llanura Alta; esta condición se acentúa en el Puelche, dado que éste llega a tener un tenor salino similar al del agua de mar.

La Llanura Alta se desarrolla en forma de faja rectangular, entre cotas 30 y 10 m, al SO de la Planicie Costera. El incremento en la pendiente topográfica mejora notoriamente el drenaje superficial de los arroyos que finalmente descargan en la Planicie Costera, o son canalizados hasta el Río de la Plata. La Llanura Alta es una zona donde predomina la recarga y los acuíferos Pampeano y Puelche poseen aguas de baja salinidad que son aprovechadas para abastecimiento humano, riego, industria y ganado.

El Escalón conforma el ensamble entre la Llanura Alta y la Planicie Costera y se desarrolla entre cotas 5 y 10 m. Pese a registrar escasa extensión (entre 300 y 500 m de ancho) reviste importancia hidrogeológica, pues en su ámbito se produce la mayor descarga natural de agua dulce del Acuífero Puelche.

La ciudad más importante es La Plata, capital de la Provincia de Buenos Aires, cuyo ejido urbano alberga a 210.000 habitantes, que aumentan a unos 600.000 si se consideran las localidades de Tolosa, Ringuelet, Gonnet, City Bell y Villa Elisa y las ciudades de Berisso y Ensenada.

La mayor actividad de La Plata se vincula al comercio y a los servicios, aunque en su periurbano hay importantes plantas fabriles dedicadas a la refinación de petróleo, a la petroquímica, a la fabricación de acero y de buques. También existe un cinturón verde que produce hortalizas y flores, rodeando a la ciudad, que emplea un importante volumen de agua subterránea para regar.

El clima es templado - húmedo, con una lluvia media de 1.030 mm/año, que se concentra en otoño, primavera y verano, mientras que en el invierno sólo se registra el 19% del total anual. La temperatura media anual es de 16,1°C, con enero como el mes más cálido (22,7°C) y julio como el más frío (9,8°C).

El balance hídrico a nivel edáfico para valores medios de 93 años, brinda una evapotranspiración real de 812 mm/año (79% de la lluvia) y un excedente de 218 mm/a (21%). Del exceso, un 15% se infiltra (156 mm/a) y un 6% se transforma en escorrentía (62 mm/a).

La geología de superficie presenta dos unidades: Postpampeano (Pleistoceno superior - Holoceno) y Pampeano (Pleistoceno medio - superior).

El Postpampeano predomina en la Planicie Costera con sedimentos pelíticos de baja productividad, que contienen agua salobre y salada, salvo en los cordones de conchilla.

El Pampeano contiene al acuífero homónimo en limos arenosos (loess), que se desarrollan en toda la Llanura Alta, por debajo del suelo, y del Postpampeano en la Planicie Costera. El Acuífero Pampeano es empleado para consumo humano en barrios periurbanos que carecen de agua potable, en el ámbito rural para el ganado y en el cinturón verde, donde se lo capta para riego, junto con el Puelche, pues los pozos carecen de cañerías de aislación. Además de lo señalado la trascendencia del Acuífero Pampeano es que constituye la fuente para la recarga del Puelche (el acuífero más importante de la región) del que se abastece el 60% de la población de La Plata y su periurbano, que dispone del servicio de agua potable. El Puelche también es el acuífero más empleado para riego.

Por debajo del Puelche y hasta el Basamento Cristalino (basamento hidrogeológico) a 486 m de profundidad, el agua subterránea contenida en las formaciones Paraná y Olivos es de elevada salinidad y por ello no se la emplea para los usos corrientes.

La recarga natural que recibe el Acuífero Puelche desde el Pampeano se estima en 53 hm³/año y artificialmente, por fugas en cañerías, recibe otros 19 hm³/a, por lo que la recarga total es de unos 72 hm³/a. La descarga del Puelche por el bombeo para agua potable es de 75 hm³/a y otros 12 hm³/a se emplean para riego; la industria utiliza sólo 1,5 hm³/a.

La red de flujo del Acuífero Puelche presenta un extenso cono de depresión que engloba a La Plata y localidades vecinas, con un perímetro de 58 km, un eje mayor de 24 km y otro menor de entre 3 y 7 km. El volumen de agua que ingresa al cono por flujo subterráneo en el Puelche es de unos 53 hm³/a; sin embargo el aporte artificial, por fugas en cañerías es de unos 19 hm³/a, por lo que las entradas son muy similares a las salidas, hecho que se verifica por la estabilidad de los niveles piezométricos en los últimos 10 años.

Respecto a la vulnerabilidad del Acuífero Puelche, que se comporta como semiconfinado, de las dos metodologías desarrolladas para este proyecto surge que el factor de mayor preponderancia para la contaminación con NO₃ del Puelche, es la diferencia de potencial hidráulico con el Pampeano sobrepuesto, concretamente cuando dicha diferencia favorece al Pampeano.

Las reservas de agua dulce almacenadas en los acuíferos Pampeano y Puelche son de 1.200 y 2.830 hm³ respectivamente.

El Acuífero Puelche tiene agua de baja salinidad (promedio 585 mg/L) y del tipo bicarbonatada - sódica en toda la Llanura Alta. En este ámbito, la potabilidad sólo se ve afectada por el contenido de NO₃, particularmente en las zonas urbanizadas, pues en las rurales la contaminación es puntual.

En la Planicie Costera el Puelche tiene agua de muy alta salinidad (promedio 12.500 mg/L) y del tipo clorurada - sódica. El elevado tenor salino, en cloruros y en sodio, la hace no potable ni tampoco utilizable para los usos corrientes.

El Acuífero Pampeano en la Llanura Alta tiene agua con características químicas similares al Puelche, aunque es algo más dura. Dicha similitud se explica fácilmente, pues la vía para la recarga del Puelche es el Pampeano. En la Planicie Costera el Pampeano también incrementa su salinidad, aunque en una proporción mucho menor que el Puelche.

2. INTRODUCCIÓN

El Acuífero Puelche fue el más utilizado de Argentina hasta mediados de la década de 1990, pues una gran parte de la población del Conurbano de Buenos Aires se abastecía con agua proveniente del mismo. Posteriormente su explotación disminuyó notoriamente en dicha región, debido al reemplazo por agua potabilizada proveniente del Río de la Plata y a la retracción industrial.

En La Plata no sucede lo mismo, pues aún hoy el 60% del agua que consume la población proviene del Acuífero Puelche, mientras que para riego, se emplea exclusivamente agua subterránea.

Actualmente se extraen del citado acuífero unos 75 millones de metros cúbicos por año para agua potable, mientras que alrededor de otros 12 se emplean para riego.

El Acuífero Puelche presenta una acentuada contaminación con NO₃, de carácter difuso en la zona urbana y de tipo puntual en la región rural. La contaminación urbana deteriora la calidad del acuífero y obliga a mezclar agua subterránea con la del Río de la Plata, para no superar el límite establecido por la norma de potabilidad de la Provincia de Buenos Aires (50 mg/L).

3. OBJETIVOS

El objetivo principal del proyecto de cooperación entre las universidades de Buenos Aires, Madrid y São Paulo, fue analizar, a través de modelos numéricos de simulación, el comportamiento del Acuífero Puelche frente a la contaminación con nitratos en diferentes escenarios (urbano y rural), para desarrollar una metodología de vulnerabilidad de acuíferos semiconfinados, tomando como base al Puelche.

4. UBICACIÓN

El ámbito estudiado se sitúa en el extremo NE de la Provincia de Buenos Aires, lindero con el Río de la Plata, y ocupa una extensión de 105.000 hectáreas (1.050 km²), con la ciudad de La Plata aproximadamente en su centro (mapa 1).

El límite NE es el Río de la Plata, mientras que el resto, coincide con divisorias hidrográficas. Las coordenadas geográficas de los extremos son: 34° 46' y 35° 10' de latitud Sur y 57° 42' y 58° 10' de longitud Oeste.

La zona tiene forma aproximadamente rectangular, con su lado mayor, de orientación NO-SE, paralelo a la ribera del Río de la Plata, de 40 km de extensión media y su lado menor, de orientación NE-SO, de unos 25 km.

La Plata, capital de la Provincia de Buenos Aires, situada a 50 km al SE de Buenos Aires, es la ciudad más importante de la región estudiada. En orden, le siguen Berisso y Ensenada, que se ubican en la vecindad del Río de La Plata. Otros sitios poblados, pero a los que todavía no se les ha otorgado la jerarquía de ciudades, son Villa Elisa, City Bell y Gonnet, ubicados al NO de La Plata, que se caracterizan por una urbanización baja, con predominio de espacios verdes.

Localidades mucho más pequeñas, y en algunos casos simplemente parajes, son: Hernández, Etcheverry, Melchor Romero, Correas, Bavio, Poblet, Arana, Villa Garibaldi, etc.

5. ANTECEDENTES HISTÓRICOS

La ciudad de La Plata, capital de la Provincia de Buenos Aires, fue fundada el 19 de noviembre de 1882 por el Dr. Dardo Rocha, quien en su mensaje a la Honorable Asamblea Legislativa, el 14 de marzo de 1882, hace mención a la aptitud morfológica e hidrológica del emplazamiento al decir: **"el lugar elegido ofrece las conveniencias necesarias para el abastecimiento de una ciudad populosa, es suficientemente elevado e higiénico y tiene agua abundante para satisfacer sus necesidades, para lo cual puede proveerse del Río de la Plata o de una napa subterránea de excelente calidad que hay a unos 40 m de profundidad"**.

Por lo tanto, con anterioridad a la fundación de la ciudad, ya se conocía la existencia de las dos fuentes principales para su abastecimiento: superficial (Río de la Plata) y subterránea (Acuífero Puelche).

En la actualidad, funcionan en La Plata y alrededores 137 pozos que producen 75 hm³/año, cubriendo aproximadamente el 60% del consumo de agua potable.

6. CARACTERES DEMOGRÁFICOS y ECONÓMICOS

El ámbito estudiado ocupa la totalidad de los partidos de Berisso (135 km²) y Ensenada (101 km²) y la zona del Puerto de La Plata (26 km²) y parcialmente los de

La Plata (926 km²), Magdalena (1.863 km²) y Berazategui (221 km²). De estos 3 últimos, la superficie efectivamente abarcada por el estudio es: La Plata 580 km², Magdalena 125 km² y Berazategui 81 km².

Con relación a la cantidad y distribución demográfica, el Partido de La Plata es el más poblado con 572.000 habitantes de los cuales 566.000 viven en centros urbanizados y 6.000 en la zona rural. El ejido urbano de La Plata alberga a 208.000 personas con una densidad de 8.320 hab/km², mientras que en la zona rural, ésta desciende a 42 hab/km².

Con relación a los aspectos económicos y de producción, las mayores plantas fabriles, se ubican en la Zona del Puerto La Plata y en el Partido de Ensenada, entre la ciudad de La Plata y la costa del río homónimo; dicha industria utiliza agua proveniente del Río de la Plata, ya sea a través de captaciones individuales o de la suministrada por ABSA (Aguas Bonaerenses Sociedad Anónima), dado el elevado tenor salino que caracteriza al agua subterránea de la Planicie Costera.

Contrariamente, en el Partido de La Plata, emplazado casi totalmente por encima de la cota 10 m (Llanura Alta), “la aptitud del agua subterránea, hace que la industria se abastezca mediante perforaciones que captan del Acuífero Puelche. Además, existe una importante zona rural de producción flori-hortícola, que también emplea agua subterránea para riego, pero en este caso aprovechando a los acuíferos Pampeano y Puelche en forma conjunta, pues las perforaciones que alcanzan a este último, carecen de cañería de aislación” (Auge, 1990).

En la zona rural, del Partido de Berazategui, al igual que en el de La Plata, existen importantes plantaciones de hortalizas y de flores, que se riegan de 6 a 7 meses al año, utilizando perforaciones que captan los acuíferos Pampeano y Puelche en forma conjunta.

7. CLIMA

La precipitación y la temperatura, son las variables que ejercen mayor influencia en las características climáticas de una región y por ello, son las más utilizadas en las clasificaciones.

En ámbitos de llanura como el estudiado, la precipitación presenta una variabilidad espacial y temporal mucho más marcada que la temperatura y por ello, es necesario disponer de series prolongadas para lograr una caracterización del clima sobre la base de valores medios. **Sin embargo, la variabilidad citada hace que la lluvia, durante determinados lapsos, supere con amplitud y en otros sea marcadamente inferior a la media, cuya obtención representativa, de acuerdo a la Organización Meteorológica Mundial (OMM), debe basarse en registros de al menos 30 años consecutivos.** Respecto a la temperatura, la OMM considera un lapso mínimo de 10 años, para lograr valores medios representativos.

Para la caracterización climática se emplearon los datos de la Estación Climatológica La Plata - Observatorio Astronómico, dado que cuenta con el mayor registro continuado de precipitación y temperatura (1909 al presente). La Estación se ubica en el Bosque, en el ejido urbano, a 34° 55' de latitud S y 57° 56' de longitud O y a cota 15 m.

La reducida extensión del ámbito estudiado, con relación a su carácter llano, permite extrapolar los registros de la Estación Climatológica La Plata, al resto del mismo.

7.1. Precipitación

En la figura 4 se reproduce el pluviograma de paso anual (1909/2001).

Tomando los valores medios, la precipitación anual en el período considerado fue de 1.030 mm; el mes más lluvioso marzo (111 mm) y el menos lluvioso junio (62 mm). Para valores absolutos, el año de mayor precipitación fue 1914 (1.926 mm) y el más seco 1916 (415 mm), mientras que a nivel mensual, el de mayor registro fue abril/59 (356 mm) y el menor, julio/16 (0 mm).

El análisis de la marcha de la precipitación en lapsos de 10 años (fig. 5), resulta en los siguientes valores medios: 1911/20 (1.092 mm), 1921/30 (926 mm), 1931/40

(1.028 mm), 1941/50 (883 mm), 1951/60 (1.075 mm) 1961/70 (1.024 mm), 1971/80 (1.068 mm), 1981/90 (1.094 mm) y 1991/00 (1.120 mm), indicativos de la existencia de dos períodos secos (1921/30 y 1941/50), otros dos con valores similares al medio (1931/40 y 1961/70) y los cinco restantes húmedos (1911/20, 1951/60, 1971/80, 1981/90 y 1991/00).

En relación a la distribución estacional, los valores medios son muy parecidos en otoño, verano y primavera (28, 27 y 26%, respectivamente), mientras que el invierno es la estación menos lluviosa, con el 19% del total anual.

En la fig. 6 se representan las precipitaciones y las temperaturas medias mensuales, apreciándose una notable coincidencia en la marcha de ambas. Así, al aumentar la temperatura aumenta la lluvia y viceversa. En este sentido, de los tres meses que no siguen la tendencia (diciembre, julio y marzo), el último es el que presenta mayor desviación.

La correspondencia entre temperatura y precipitación, se debe a que la primera controla a la evapotranspiración y ésta a la lluvia que, por lo expuesto, tiene un origen predominantemente local.

7.2. Temperatura

Respecto a la temperatura ya se señaló que observa menor variabilidad temporal y espacial que la precipitación, especialmente en llanuras.

De los registros obtenidos en la Estación Climatológica La Plata, surge una temperatura media anual de 16,1°C en el período 1909/01, con enero como el mes más cálido (22,7°C) y julio como el más frío con 9,8°C (fig. 6).

7.3. Otras variables

Se describe seguidamente el comportamiento de otras variables meteorológicas que también inciden en el clima de la región.

A partir de los registros de la Estación Observatorio Astronómico, publicados por el Servicio Meteorológico Nacional, correspondientes al período 1941/80, se tiene:

La **humedad relativa** media anual fue del 77%, el mes más húmedo junio (85%) y el que registró menor humedad enero (70%).

Con relación al **viento**, la intensidad media anual fue de 12 km/h, predominando el proveniente del Este y secundariamente del NE y NO. Las mayores intensidades se dan en octubre, diciembre y enero, con valores medios de 15 a 17 km/h, apreciándose un aumento general de la velocidad en la década 1971/80, respecto a las anteriores.

La **presión atmosférica** media anual, medida al nivel de la Estación (15 m) fue de 1.014 milibares, con julio como el mes de mayor registro (1.017 mb) y enero el de menor presión atmosférica media (1.009 mb).

La **heliofanía o insolación**, presentó un promedio de claridad es de 6,7 horas diarias al año, siendo los meses de verano (diciembre, enero y febrero), los que observaron mayor insolación media (8,7 hs) y los de invierno (mayo, junio y julio), los de menor claridad (4,7 hs diarias).

La **nubosidad**, para una escala de 0 a 8, registró un valor medio anual de 4,1 con junio y julio como meses más nubosos con valores de 4,6 a 5,4.

La frecuencia media de días con **heladas** fue 5 por año, siendo junio y julio los meses de mayor registro con 2 días cada uno, seguidos por agosto con 1 día.

Se nota una disminución de los días con heladas, pues en la década 1951/60, el promedio fue 7 días por año en 1961/70 5 días y en 1971/80 4 días por año. Esto se condice con el incremento de la temperatura media anual, que de 15,8°C en 1951/60 pasó a 16,9°C en 1971/80.

9.4. Clasificación

Para la clasificación climática se emplearon los métodos desarrollados por Knoche y Borzacov (1947) y Thornthwaite (1948).

El primero, se basa en la precipitación y temperatura medias mensuales, adoptando 5 escalas para cada una (fig. 7). La combinación de ambas variables origina 21 campos principales y 4 subordinados (Climatograma de Knoche).

En la figura se aprecia que:

- diciembre, enero y febrero caen en el campo 3C (cálido seco - húmedo).
- marzo, abril y noviembre se ubican en 3Id (cálido - moderado húmedo).
- mayo, junio, agosto, setiembre y octubre, se disponen en 2d (templado húmedo).
- julio cae en 1d (subtemplado - húmedo).

La clasificación de Thornthwaite, se basa en la relación entre la disponibilidad y la demanda de agua y para su determinación es necesario desarrollar previamente el balance hídrico a nivel edáfico. Los índices ideados por dicho autor son:

Índice de aridez (Ia) = $100 \cdot \text{deficiencia de agua} / \text{necesidad de agua}$

Índice de humedad (Iu) = $100 \cdot \text{exceso de agua} / \text{necesidad de agua}$

Índice hídrico (Ih) = $\text{exceso} \cdot 100 - \text{deficiencia} \cdot 60 / \text{necesidad de agua}$

A partir de los valores mencionados (déficit, exceso y evapotranspiración potencial), el clima se clasifica como **B 1 B' 2 r a'** o sea: **húmedo, mesotermal, con nula o pequeña deficiencia de agua y baja concentración térmica estival.**

8. BALANCE HÍDRICO

El balance hídrico se desarrolló con tres alcances. **Uno a nivel edáfico**, para establecer la evapotranspiración real (Etr), los excedentes y déficit hídricos y la clasificación climática.

El segundo, de alcance global, tuvo por finalidad cuantificar las variables primarias, para resolver la ecuación generalizada del ciclo hidrológico y **el tercero, para establecer las entradas y las salidas al y del sistema subterráneo**, a fin de estimar la relación entre la recarga y la descarga de los acuíferos Pampeano y Puelche.

8.1. Edáfico

Se realizó empleando la metodología de Thornthwaite et al (1957), dado que ha brindado buenos resultados en este mismo ámbito y en otros similares morfológica, geológica y climáticamente (Auge, 1991).

Con el objeto de disponer de un panorama general respecto a la magnitud de la evapotranspiración potencial (Etp), de la real (Etr), de los déficit (D) y de los excesos (E), se consideraron las precipitaciones (P) y las temperaturas medias mensuales (T), correspondientes al período 1909/01, registradas en la Estación Climatológica La Plata - Observatorio. Para la capacidad de campo (Cc), se optó por el valor 200 mm, en virtud del suelo y vegetación dominantes (franco limoso, con raíces de moderada profundidad ~ 1 m).

En la tabla 9, se resume el balance hídrico edáfico para las condiciones hidrometeorológicas medias registradas en un lapso de 93 años **y de la misma surge que la Etp (822 mm/año) difiere sólo en 1,2% de la Etr (812 mm/año), lo que indica una ínfima deficiencia de agua.**

Los excedentes en cambio llegan a 218 mm/a, o sea el 27% de la evapotranspiración real y el 21% de la precipitación media anual (1.030 mm).

Para los valores medios considerados, sólo 3 meses del año presentan déficit hídrico (diciembre - 2 mm, enero - 5 y febrero - 3 mm), pese a que la precipitación en el verano (27% del total anual) supera holgadamente a la del invierno (19%). Sin embargo, en los 3 meses invernales (jun, jul, ago), se da el mayor exceso hídrico (117 mm), que representa el 54% del total.

La aparente contradicción señalada, es consecuencia de la marcada disminución de la evapotranspiración durante el invierno, debido fundamentalmente al descenso de la temperatura.

En definitiva, el resultado del balance hídrico edáfico para valores medios de P y T, señala el notorio predominio de los excedentes sobre los déficit hídricos, lo que constituye un indicio favorable para la recarga subterránea.

En lo referente a la clasificación climática de Thornthwaite (1948), ya se dijo que el clima es del tipo **B 1 B' 2 r a'** (húmedo, mesotermal, con nula o pequeña deficiencia de agua y concentración estival de la eficiencia térmica del 44%).

8.2. Generalizado

El balance hídrico generalizado, se desarrolló con la finalidad de conocer los órdenes de magnitud de las variables fundamentales que integran el ciclo hidrológico, obteniéndose el siguiente resultado para los valores medios correspondientes al lapso 1909/01, expresados en mm/año.

$$I = P - Etr - Ef$$
$$156 = 1.030 - 812 - 62$$

O sea, que en relación a la precipitación (P) se tiene: **evapotranspiración real Etr = 79%, infiltración I = 15%, escurrimiento fluvial Ef = 6%.**

8.3. Subterráneo

Como se mencionó al inicio del capítulo, este balance tiene por finalidad establecer las entradas y las salidas, naturales y artificiales, al y del sistema hidrológico subterráneo, para estimar la relación entre la recarga y la descarga.

Del análisis realizado en el punto anterior, surge que los excedentes superan con amplitud a los déficit hídricos naturales y dado que el escurrimiento fluvial constituye un pequeño porcentaje de la precipitación (6%), la infiltración asume una magnitud significativa (15%).

El cambio en las prácticas y en la superficie cultivada, acaecido en los últimos 7 años, derivó en una modificación apreciable del volumen empleado para regar, que se capta exclusivamente del subsuelo.

Hasta 1995 se cultivaban hortalizas a la intemperie y se regaba por surco, con un retorno aproximado del 50%, que en definitiva se transformaba en recarga para el Acuífero Pampeano. Dicha práctica requería un caudal de unos 30 m³/h para regar 5 hectáreas, volumen que podía lograrse fácilmente con una perforación. Durante los 6 meses de riego intensivo (octubre a marzo), la extracción alcanzaba a unos 70 hm³ de los cuales un 70% provenían del Acuífero Puelche y el 30% restante el Pampeano; con dicho caudal se regaban unas 13.000 ha (Auge, 1997).

Actualmente se cultivan a la intemperie unas 3.000 hectáreas, que se riegan por surco y otras 1.000, bajo techo, con riego por goteo. El volumen total empleado para regar es de unos 17 hm³/a, de los cuales 12 provienen del Puelche y 5 hm³/a del Pampeano. Los datos mencionados son preliminares y están sujetos a revisión.

9. GEOLOGÍA y COMPORTAMIENTO HIDROGEOLÓGICO

La región presenta una marcada monotonía en su condición geológica, superficial, hecho que tipifica a los ambientes llanos (Auge y Hernández, 1984).

En la descripción, se hará referencia a la constitución geológica de la zona estudiada y a su incidencia sobre el comportamiento hidrogeológico, comenzando por las unidades más modernas, debido a que son las que están en contacto directo con las fases atmosférica y superficial del ciclo hidrológico.

9.1. Estratigrafía

9.1.1. Postpampeano (Pleistoceno superior - Holoceno)

También se lo conoce como Sedimentos Postpampeanos y está constituido por arcillas y limos arcillosos y arenosos de origen marino, fluvial y lacustre, acumulados en ambientes topográficamente deprimidos (Planicie Costera, valles fluviales y bañados o lagunas).

Los Sedimentos Postpampeanos, cuyo espesor varía entre algunos centímetros en la Llanura Alta y unos 25 m en la ribera del Río de la Plata, poseen muy poca capacidad para transmitir agua por lo que actúan como acuitardos o acuicludos (Auge, 1990). Logan (1993) obtuvo un valor medio de conductividad hidráulica de $1,2 \cdot 10^{-3}$ m/día, a partir de 18 ensayos por inyección realizados en la Planicie Costera.

Además, existe una notable correspondencia entre el Postpampeano y la presencia de agua salada en el perfil, aún en las unidades más profundas (Pampeano y Arenas Puelches). Esta relación es clara en la Planicie Costera,

ocupada totalmente por los Sedimentos Postpampeanos, pero pierde definición en la Llanura Alta, debido a la reducción del espesor y extensión areal de los mismos, que están restringidos a los cauces menores de los arroyos y a los fondos de algunas depresiones cerradas (lagunas, bañados).

En los sedimentos pelíticos superiores del Postpampeano, es frecuente registrar salinidades superiores a 15 g/L, de aguas con predominio de SO₄ y Cl.

En la figura 1 se representa la disposición vertical del Postpampeano y otras unidades más antiguas, a lo largo de una traza que atraviesa la Llanura Alta y la Planicie Costera hasta el Río de la Plata. En la misma se aprecia el acuñamiento del Pampeano a la altura de la ribera actual y su reemplazo por el Postpampeano. Esto configura una evidencia de la capacidad erosiva que tuvo el antiguo Río de la Plata, cuando el nivel del mar se ubicó a unos 100 m por debajo del actual durante la última glaciación.

También se aprecia en el perfil, el contacto directo entre el Postpampeano (Formación Querandí) y las Arenas Puelches, lo que evidentemente facilitó la entrada de agua de origen marino a esta última unidad, durante las ingresiones holocenas.

9.1.2. Pampeano (Pleistoceno medio - superior)

También denominado Sedimentos Pampeanos, se emplaza por debajo del Postpampeano en la Planicie Costera y subyace a la cubierta edáfica en la Llanura Alta, donde, localmente, puede estar cubierto también por un delgado espesor de Sedimentos Postpampeanos en los fluvios y en algunas depresiones cerradas.

En el mapa 2 se indica la distribución areal del Pampeano, que está formado por limo arenoso de origen eólico (loess) y fluvial, con abundante plagioclasa, vidrio volcánico y CO₃Ca pulverulento, nodiforme y estratiforme (tosca).

El espesor del Pampeano está controlado por los desniveles topográficos y por la posición del techo de las Arenas Puelches, variando entre extremos de 50 m en la Llanura Alta y 0 m en la costa del Río de la Plata, donde fue totalmente erosionado.

La trascendencia del Pampeano radica en que actúa como vía para la recarga y la descarga del Acuífero Puelche subyacente y también para la transferencia de las sustancias contaminantes, generadas principalmente por actividades domésticas y agrícolas, como los nitratos.

La sección superior del Pampeano contiene a la capa freática y su base está formada por un limo arcilloso de unos 6 m de espesor medio, y apreciable continuidad areal que lo separa del Puelche, otorgándole a este último un comportamiento de acuífero semiconfinado.

La comunicación hidráulica entre los acuíferos Pampeano y Puelche, señalada por Auge (1986) para la cuenca del Río Matanza, se produce de la misma manera en la zona estudiada (fig. 2).

Además de la capa freática, el Acuífero Pampeano suele presentar uno o dos niveles de mayor productividad los que, debido al incremento de la profundidad, alcanzan un bajo grado de confinamiento. **Sin embargo, al conjunto se lo puede asimilar hidráulicamente a un acuífero multiunitario, con comportamiento libre en la sección superior y levemente semiconfinado en la inferior.**

En relación a los parámetros hidráulicos del Pampeano, la conductividad hidráulica y la porosidad efectiva más frecuentes varían entre 1 y 10 m/día y entre 5 y 10% respectivamente. Dado que el caudal puede alcanzar a 30 m³/h por pozo, se lo puede considerar como un acuífero de mediana productividad.

En la zona rural cultivada, la falta de entubamiento y aislación del Pampeano, hace que los pozos capturen en forma conjunta a éste y al Acuífero Puelche.

El agua contenida en el Pampeano es del tipo bicarbonatada sódica y cálcica, con salinidades inferiores a 1 g/L en la Llanura Alta, pero con incrementos notorios en la Planicie Costera.

9.1.3. Arenas Puelches (Plio-Pleistoceno)

Constituyen una secuencia de arenas cuarzosas sueltas, medianas y finas, blanquecinas y amarillentas, con estratificación gradada. Se sobreponen en discordancia erosiva a las arcillas de la Formación Paraná y constituyen el acuífero más importante de la región por su calidad y productividad. Las Arenas Puelches son de origen fluvial, ocupan en forma continua unos 89.000 km² en el subsuelo del NE de la Provincia de Buenos Aires y se extienden también hacia el N en la de Entre Ríos y hacia el NO en las de Santa Fe y Córdoba (Auge et al, 2002).

El Acuífero Puelche es uno de los más explotados del país, pues de él se abastece en gran medida el Conurbano de Buenos Aires que, con unos 8 millones de habitantes, es el núcleo más densamente poblado de la Argentina.

En la zona estudiada el techo del Puelche se ubica entre 20 y más de 50 m de profundidad (mapa 3) y su espesor varía entre algo menos de 20 y algo más de 30 m (mapa 4).

Todos los pozos del servicio de agua potable de La Plata y alrededores captan este acuífero, que también se aprovecha para riego y para la industria, con producciones individuales entre 40 y 160 m³/h, de agua bicarbonatada sódica, con una salinidad total menor a 1 g/L. En la Planicie Costera, la salinidad del Puelche aumenta notablemente, superando en algunos casos 20 g/L (Punta Lara), con agua clorurada sódica.

La transmisividad media del Puelche (500 m²/día), deriva en una conductividad hidráulica de 25 m/d para un espesor medio de 20 m (Auge, 1991).

Es muy poco lo que se conoce respecto a las unidades hidrogeológicas que subyacen al Puelche, porque son muy escasas las perforaciones que las alcanzan o las atraviesan, debido a que tanto en la zona estudiada como en otras vecinas, han brindado aguas con elevados tenores salinos.

La descripción que sigue se basa en el perfil litológico del pozo Plaza de Armas de 495 m de profundidad (fig. 3), perforado en el ejido urbano de La Plata.

9.1.4. Formación Paraná (Mioceno superior)

Tiene origen marino, subyace al Puelche y está integrada por dos secciones de características disímiles.

La superior, netamente arcillosa, de tonalidad verdosa dominante y con fósiles marinos, se desarrolla entre 63 y 154 m de profundidad y la inferior, más arenosa y calcárea desde 154 hasta 297 m.

En la perforación Plaza de Armas no se citan niveles piezométricos ni composición de las aguas, por ello se eligió otra más somera de 82 m (Jockey Club de Punta Lara), para caracterizar químicamente a la unidad. Aquí, la secuencia arcillosa cuspidal se extiende entre 47 y 78 m de profundidad y la unidad arenosa subyacente, ocupa el tramo de 78 a 82 m, que fue la profundidad final del pozo, por lo que, al no ser atravesada, se desconoce el espesor de esta última. El Acuífero Paraná de 78 a 82 m, presentó una salinidad de 7,5 g/L con agua clorurada sódica. Al respecto, resulta importante señalar que en la misma perforación el Acuífero Puelche, emplazado entre 23 y 47 m de profundidad, brindó agua con 18,2 g/L de sales totales disueltas y también del tipo clorurado sódico.

9.1.5. Formación Olivos (Oligoceno – Mioceno inferior)

Tiene origen continental, con participación eólica y fluvial. Subyace a la Formación Paraná mediante una superficie de discordancia erosiva y en la Perforación Plaza de Armas, se apoya sobre el Basamento Cristalino. En la Fm. Olivos predomina la tonalidad rojiza por lo que también se la denomina El Rojo (Groeber, 1945).

En la perforación citada, ocupa el tramo del perfil que va desde 297 a 486 m de profundidad, con predominio de pelitas yesíferas de 297 a 447 m y un conglomerado cuarzoso y de rocas cristalinas (conglomerado basal) desde 447 a 486 m de profundidad. El acuífero contenido en el conglomerado basal registró un nivel piezométrico de 7,35 m referido al cero del Riachuelo.

No se indica en el perfil la composición del agua contenida en el Acuífero Olivos, pero en la cuenca del Río Matanza, la sección más profunda, registró una salinidad de 40 g/L (Auge, 1986).

9.1.6. Basamento Cristalino (Precámbrico)

Constituye la base impermeable del sistema hidrológico subterráneo. En el sitio estudiado está formado por rocas cristalinas del tipo gneis granítico, que por su textura carecen de porosidad primaria y por lo tanto actúan como acuífugas. Sólo pueden transmitir agua, pero generalmente en cantidades reducidas, a través de fisuras (esquistosidad, diaclasas, fracturas).

El basamento, de edad Proterozoica, fue alcanzado por la perforación Plaza de Armas a 486 m de profundidad y puede asimilarse al que aflora en las Sierras de Tandil, en la Isla Martín García y en la costa uruguaya.

En el cuadro 1 se sintetiza el comportamiento hidrogeológico de las unidades descriptas.

9.2. Estructura

Una de las características distintivas de la geología de los ambientes llanos, es la escasa deformación tectónica, particularmente de las unidades más modernas, lo que se traduce en una posición estratigráfica subhorizontal (Auge y Hernández, 1984).

Para analizar el comportamiento estructural de las Arenas Puelches, se elaboraron los mapas 5 y 6.

El mapa 5 indica mediante líneas estructurales la posición del techo de las Arenas Puelches, que conforma una superficie de discordancia erosiva sobre la que se asienta el Pampeano. En la mayor parte del ámbito estudiado, el techo de emplaza entre -20 y -30 m, respecto al cero del IGM, resaltando un sector caracterizado por 4 altos cerrados de -20 m que se ubican en la ciudad de La Plata y sus vecindades. La mayor parte de uno de los bajos más importantes, subyace al Bañado Maldonado y está limitado por la curva paleomorfológica de -30 m, mientras que el sector más deprimido se emplaza en el extremo Norte de la ciudad y está encerrado por la curva de -40 m.

Otro sector deprimido, se inicia 12 km al O del centro de La Plata y también está circundado por la curva de -30 m (arroyos Martín, Carnaval y Pereyra).

El gradiente más fuerte se da entre las curvas de -20, -30 y -40 m, en el extremo N de La Plata, con 33 m/km y los más frecuentes oscilan entre 2,5 y 5 m/km.

No hay un patrón definido respecto al tipo de forma dominante. Algunas son elongadas y otras subcirculares y dentro de las primeras, predominan las que se orientan NO-SE y NE-SO.

Un diseño similar presentan las paleoformas de la superficie de erosión que constituye el contacto entre las Arenas Puelches y las arcillas de la Fm. Paraná. Aquí la información es más escasa, porque son menos las perforaciones con perfil disponible que llegan a las "arcillas verdes".

La posición más frecuente de la paleoforma del piso, es entre cotas -50 y -60 m y en general se observa correspondencia entre los altos paleomorfológicos de éste y los del techo. Lo mismo sucede entre los bajos, como el de -60 m del piso, coincidente con el de -40 m del techo, en el sector N de La Plata (mapa 6).

Los gradientes de la superficie de erosión del piso son similares a los del techo, registrando el más fuerte el mismo valor que en el techo (33 m/km) y oscilando los más frecuentes entre 3 y 5 m/km.

La continuidad de las líneas paleomorfológicas y la ausencia de fuertes desniveles, tanto en el piso como en el techo, indican que las Arenas Puelches no sufrieron fallamiento. Por lo tanto, se concluye que la actividad tectónica no incide en el comportamiento hidrogeológico de las unidades de mayor interés (Pampeano y Puelche).

En el mapa 4 se representan las variaciones de espesor de las Arenas Puelches, apreciándose que las mayores potencias (más de 30 m) se dan en el subsuelo de La Plata y alrededores y en Bavio (más de 40 m), y espesores menores de 20 m, se presentan al O de la ciudad (arroyos Martín, Carnaval y Pereyra).

Tampoco surgen evidencias de fallamiento, al analizar el mapa de espesor.

En el mapa 3 se indica la variación en la profundidad del techo de las Arenas Puelches, apreciándose que ésta oscila entre 20 m en Punta Lara y más de 50 m en el borde S del ámbito estudiado.

Respecto a la batimetría citada, el mayor control lo ejerce la topografía y por ello en la Planicie Costera dominan profundidades entre 20 y 40 m y en la Llanura Alta, particularmente hacia la divisoria SO, se registran valores mayores a 50 m. Secundariamente, la profundidad está controlada por la paleoforma, como sucede en el

extremo Norte de La Plata, donde el techo se ubica a más de 50 m por debajo de la Planicie Costera, o al NO de la ciudad, donde su profundidad es menor a 30 m en el subsuelo de la Llanura Alta.

El interés práctico de esta batimetría radica en que resulta de utilidad a los perforadores, para programar la profundidad de los sondeos previamente a su ejecución.

Con relación al Acuífero Pampeano, la profundidad de su base (techo de las Arenas Puelches) deducida de la profundidad de la superficie freática, brinda el espesor saturado. Esta variable, junto con el área y la porosidad efectiva, permiten calcular el volumen de agua almacenada en este acuífero.

El acuitardo está compuesto por un limo arcilloso, ocasionalmente arenoso, que se extiende en forma ininterrumpida en el subsuelo del ámbito estudiado, separando al Acuífero Pampeano del Puelche. Su importancia radica en que conforma la unidad a través de la cual se recarga y descarga este último (Auge, 1986).

Respecto a su geometría, en el mapa 7 se representan las variaciones de espesor, apreciándose que la más frecuente oscila entre 4 y 8 m, con extremos inferiores a 2 m (vértice NO y mayores de 10 m sector SE de La Plata).

10. GEOMORFOLOGÍA

La región estudiada integra el sector austral de la gran Llanura Chacopampeana y se caracteriza por ser un ámbito con pendiente dominante hacia el NE y cotas extremas de 30 m en la divisoria coincidente con el límite SO y de 0 m en la ribera del Río de La Plata (mapa 8, A - B). Entre dichos ámbitos, separados por 23 km, el gradiente topográfico medio es de 1,3 m/km.

Una disposición similar se aprecia entre los puntos C y D (mapa 8), a lo largo de un perfil ubicado en el sector SE de la zona estudiada pero aquí el gradiente es menor (0,8 m/km), dado que la cota máxima en divisoria es de 23 m y la distancia a la costa es de 30 km.

Dentro de la región llana mencionada, se pueden distinguir dos componentes morfológicos principales (Planicie Costera y Llanura Alta) y otro que ensambla a los anteriores (Escalón).

10.1. La Planicie Costera (Auge, 1990) que ocupa 318 km², se extiende en forma de faja paralela a la costa del Río de la Plata, en un ancho de 6 a 10 km, constituyendo un ámbito casi sin relieve, entre cotas 5 y 0 m (mapa 8), lo que deriva en gradientes topográficos extremos de 0,5 y 0,8 m/km. Esta condición topográfica limita notoriamente el flujo superficial, dificultando severamente la llegada natural de las aguas provenientes de la Llanura Alta, hasta el nivel de base regional constituido por el Río de la Plata. A esto coadyuva la existencia de cordones o albardones costeros de arena y de conchilla, generalmente emplazados por encima de la cota 2,5 m que, dispuestos paralelamente a la línea de ribera, actúan como barreras para los fluvios. Por ello, para que las aguas superficiales lleguen al Río de la Plata, generalmente es necesario efectuar canalizaciones.

Lo antedicho da lugar a la formación de un ambiente mal drenado, de tipo cenagoso, con agua subterránea aflorante o a muy poca profundidad (generalmente a menos de 1 m), **donde predomina notoriamente la dinámica vertical sobre la lateral, lo que hace que funcione como el principal ámbito de descarga subterránea natural de la región.**

Otra característica distintiva de la Planicie Costera, es el control que ejerce sobre la salinidad. En efecto, el agua subterránea asociada, generalmente presenta elevada salinidad en el Acuífero Pampeano, condición que se acentúa en el Acuífero Puelche, dado que en algunos sitios este último posee un tenor salino similar al del agua de mar.

En la Planicie Costera dominan superficialmente, depósitos pelíticos de origen marino y edad Holocena, cubiertos localmente por sedimentos arenosos y conchiles, que forman los cordones costeros. Al conjunto se lo denomina Sedimentos Postpampeanos y poseen significativa trascendencia hidrogeológica.

Los pelíticos porque generalmente se asocian con aguas de elevada salinidad y los conchíferos porque conforman acuíferos de baja salinidad, debido a que por su elevada porosidad y conductividad hidráulica, favorecen la infiltración del agua de lluvia y de la proveniente de las crecidas del Río de la Plata. Estos acuíferos, pese a ser de dimensiones reducidas (lentiformes) y a almacenar volúmenes relativamente pequeños, constituyen las únicas fuentes de provisión de agua apta para consumo humano en la Planicie Costera.

10.2. La Llanura Alta (Auge, 1997), denominada así por su posición topográfica más elevada respecto a la Planicie Costera, se desarrolla en una superficie de 689 km². Se dispone en forma de faja rectangular, orientada de NO a SE (mapa 8), entre cotas 30 y 10 m en el sector NO de la zona estudiada y entre cotas 23 y 7,5 m en el sector SE.

Presenta ondulaciones muy suaves originadas por la erosión fluvial y una pendiente topográfica dominante hacia el NE de 20 m en 14 km (1,4 m/km) en el sector NO y de 13 m en 12 km (1,1 m/km) en el sector SE.

En la Llanura Alta, por debajo del suelo, se disponen los Sedimentos Pampeanos (Pampeano), que son limos arenosos de características loésicas, constituidos por abundante plagioclasa y feldespato y en menor proporción por vidrio volcánico y cuarzo. También abunda el CO₃Ca en forma de nódulos, concreciones o estratificado.

El Pampeano, de edad Pleistocena, es de origen eólico y fluvial y por su conformación granométrica, textural y mineralógica, es más permeable y resistente a la erosión que el Postpampeano.

Las condiciones morfológicas y geológicas que caracterizan a la Llanura Alta, ejercen notable incidencia en la dinámica y en la química del agua subterránea. En ella domina la infiltración o la recarga, particularmente en las divisorias de aguas superficiales, que son las formas de menor pendiente topográfica. Respecto a la salinidad, prácticamente toda el agua subterránea de la Llanura Alta es de bajo contenido salino (menos de 1 g/L), tanto en el Acuífero Pampeano como en el Puelche.

10.3. El Escalón (Cappannini y Mauriño, 1966) conforma el ámbito de ensamble entre la Llanura Alta y la Planicie Costera y se desarrolla aproximadamente entre las isohipsas de 5 y 10 m, manifestándose con mayor claridad entre la ciudad de La Plata y el extremo NO de la región estudiada. Al SE de La Plata pierde definición, por disminución del resalto vertical, disponiéndose entre cotas 5 y 7,5 m. La erosión fluvial corta al Escalón, desplazándolo por las márgenes de los cauces, aguas arriba, lo que le otorga una forma irregular.

La extensión lateral del Escalón es variable, en La Plata registra entre 300 y 500 m de ancho, amplitud que mantiene hacia el NO. Al SE de La Plata, ya se mencionó que pierde definición morfológica por disminución del gradiente topográfico, dado que el ancho normalmente supera los 500 m. Arealmente ocupa sólo 43 km².

El Escalón es una forma erosiva labrada en los Sedimentos Pampeanos y representa la antigua línea de ribera que limitó la ingesión del Mar Querandino.

En coincidencia aproximada con el Escalón, se produce la mayor descarga natural de agua dulce del Acuífero Puelche (fig. 2).

11. HIDROGRAFÍA

Las cuencas hidrográficas presentan características muy diferentes de acuerdo al ámbito morfológico en que se desarrollen (mapa 9).

En la Llanura Alta, las cuencas tienen bordes bien definidos y los colectores principales presentan trayectorias relativamente rectas, con cauces menores que rara vez superan los 5 m de ancho. Las llanuras de inundación, por su parte, pueden alcanzar hasta unos 500 m de ancho (A° El Pescado).

En la Planicie Costera los cauces se tornan divagantes, perdiéndose en el Bañado Maldonado; prácticamente desaparecen las divisorias por lo plano del relieve y en la mayoría de los casos, sólo puede lograrse la descarga en el Río de la Plata, mediante canalizaciones.

En la Llanura Alta, la cuenca del Arroyo El Pescado se destaca notoriamente de las otras, por su forma de bota, originada por la existencia de dos orientaciones principales en la red de drenaje (NE y N). Además, su superficie (356 km²) es casi igual a la sumatoria de las otras 8 cuencas hidrográficas (376 km²), que se caracterizan por una forma de tipo rectangular con una relación media de tamaños de 3,5 a 1 y extremos de 6,5 a 1 (A° Martín) y 1,75 a 1 (A° Garibaldi).

Domina en la cuenca del A° El Pescado el diseño dendrítico frente al de tipo recto que caracteriza al resto (Pereyra, Carnaval, Martín, Rodríguez, del Gato, Pérez, Maldonado y Garibaldi). En estos últimos, también se destaca la escasa cantidad de afluentes que tienen los colectores principales (mapa 9).

La mayoría de los arroyos es de tipo perenne o permanente en los tramos inferiores de sus cuencas, por el aporte subterráneo, mientras que en los tramos medios y altos se transforman en intermitentes, debido a que los cauces se ubican por encima de la superficie freática. Al carácter de influencia de las aguas superficiales sobre las subterráneas contribuye en gran medida la explotación, particularmente la que se efectúa en la ciudad de La Plata.

En la tabla 6 se señalan las superficies de cada cuenca hidrográfica y de ella se desprende que la del A° El Pescado es 5,8 veces mayor que la que le sigue en tamaño (A° Carnaval).

Existen aforos en siete de las nueve cuencas hidrográficas (Auge, 1997), debido a que los arroyos Pérez y Garibaldi no poseen condiciones favorables para ello.

Respecto al régimen fluvial, es bastante frecuente el desborde de los arroyos menores por: el escaso desarrollo de sus cuencas hidrográficas, la rápida concentración del escurrimiento superficial y la existencia de algunas obras que dificultan el flujo natural, como los terraplenes del ferrocarril y de los caminos Gral. Belgrano y Centenario y el de la Autopista La Plata – Buenos Aires. Estos actúan como verdaderos embalses, particularmente cuando en los cruces con los cauces, la sección para la descarga no tiene el tamaño suficiente.

Los daños producidos por los desbordes en las zonas urbanizadas de La Plata, Gonnet, City Bell y Villa Elisa, hicieron necesario la canalización de los arroyos del Gato, Rodríguez, Martín y Carnaval, especialmente en las cercanías de la Planicie Costera y a lo largo de la misma, hasta el Río de la Plata. Sin embargo los problemas de desbordes e inundaciones se mantienen, debido a la causa ya mencionada y a que, si el pico de crecida de los arroyos coincide con una posición de agua alta en el Río de la Plata, la descarga se dificulta más aún. Esta situación suele darse cuando se combinan la lluvia y la crecida del Río de la Plata, originadas por una tormenta de origen polar, conocida como Sudestada.

En el aspecto hidrogeológico, la cuantificación de la escorrentía asume significativa trascendencia, dado que es una de las variables primarias del ciclo y por ello, junto con la precipitación y la evapotranspiración, permiten resolver la ecuación generalizada y así obtener la infiltración, que participa como variable dependiente y constituye la recarga subterránea.

El índice de escorrentía (**le**) se estimó a partir de aforos realizados en noviembre de 1994, en 7 de las 9 cuencas hidrográficas presentes en la región (Auge, 1997). De ellos surgen dos **le** muy diferentes para el A° El Pescado (0,6%) y el A° del Gato (65%), en relación al resto de las cuencas.

En el primer caso, lo bajo del índice puede atribuirse a la escasa pendiente topográfica que caracteriza a la cuenca del A° El Pescado, pero el **le** del A° del Gato es anómalo, porque la mayor parte de su caudal proviene de vertidos industriales y domésticos. En efecto el A° del Gato, además de estar profundamente canalizado, lo que favorece la descarga subterránea, atraviesa una zona densamente poblada en la que la mayoría de sus habitantes carece de desagües cloacales, por lo que los vertidos de aguas servidas son importantes. Además, en sus cabeceras se emplaza una importante planta petroquímica, que contribuye en gran medida al flujo superficial, con sus efluentes.

El resto de los arroyos observaron caudales medios entre 30 y 70 L/s, con índices de escurrimientos extremos de 3,9% (A° Pereyra) y 9,1% (A° Maldonado).

Considerando el promedio de los arroyos aforados, excluidos El Pescado y del Gato, este es del 6,2% respecto a la lluvia.

En virtud de lo expuesto, se toma como magnitud indicativa para el escurrimiento fluvial el equivalente al 6% de la lluvia.

12. AGUA SUBTERRÁNEA

12.1. Modelo conceptual

La relación hidráulica entre los acuíferos Pampeano y Puelche, fue propuesta por Auge (1986) para la Cuenca del Río Matanza y demostrada para el ámbito estudiado, a partir de mediciones piezométricas y freáticas (Auge, 1997). Dicho funcionamiento hidráulico se esquematiza en la figura 2.

La comunicación entre ambos acuíferos a través del acuitardo, permite que el Puelche se recargue por filtración vertical descendente, en aquellos sitios donde el Pampeano presenta mayor potencial hidráulico (divisorias subterráneas), o se descargue por filtración vertical ascendente, donde presenta menor potencial hidráulico que el Puelche (zonas de descarga).

En definitiva este funcionamiento con comunicación hidráulica vertical, deriva en potenciales muy similares entre ambos acuíferos, similitud que también caracteriza a la salinidad y a la composición química de sus respectivas aguas, fundamentalmente en la Llanura Alta, donde la diferencia más notoria radica en el mayor contenido en calcio del agua del Pampeano respecto al Puelche (Auge, 1995).

12.2. Ensayos hidráulicos

Durante el primer año de ejecución del proyecto y, a fin de ampliar el conocimiento sobre los parámetros hidráulicos del Acuífero Puelche, se realizaron 17 ensayos de bombeo en perforaciones empleadas para el abastecimiento de agua potable. La metodología empleada para ejecución y la interpretación, así como las curvas de dichos ensayos, obran en el informe del primer año (Auge et al, 2003).

En la tabla 10 se sintetizan los resultados obtenidos en los ensayos de bombeo. Los extremos de transmisividad fueron 225 y 1.034 m²/d (pozos Pu36 y Pu51) y la media alcanzó a 505 m²/d. Las conductividades hidráulicas (K) se obtuvieron dividiendo las T por los espesores del Acuífero Puelche en cada sitio ensayado; los extremos fueron 8 y 41 m/d, en los pozos citados, y el promedio 20 m/d. Para los mismos parámetros, mediante la realización de 30 ensayos de bombeo, 4 de ellos con pozo de observación Auge (1997), obtuvo una T y K medias de 550 m²/d y 30 m/d, respectivamente.

12.3. Recarga

En el capítulo 8.2, a partir del desarrollo del balance hídrico generalizado, se estimó un coeficiente de infiltración del 15% respecto a la lluvia; este índice, considerando el lapso 1909/01, brinda un valor medio para la recarga del Acuífero Pampeano de 156 mm/año.

Se estima en 53 hm³/año, la recarga natural que recibe el Acuífero Puelche desde el Pampeano, considerando el flujo del primero, calculado a partir de la red de flujo (mapa 11) y adoptando una transmisividad media de 500 m²/d. La estimación es válida para un régimen estacionario, condición que puede aplicarse al Acuífero Puelche, por su comportamiento como semiconfinado y por la estabilidad piezométrica observada en los últimos 10 años.

12.4. Descarga

En este punto deben considerarse tanto los procesos de descarga natural como artificial.

De ambos acuíferos, el Puelche es el más explotado, siendo sus principales usos el abastecimiento humano y el riego. El Pampeano se emplea para consumo doméstico, en los sitios carentes de servicio de agua potable, para riego, debido a que las perforaciones carecen de encamisado, permitiendo su captación junto con el Puelche, y para el ganado en la zona pecuaria.

El cambio en las prácticas de cultivo ocurridas en los últimos 10 años, donde se pasó de cultivar a la intemperie y regar por surco, a hacerlo en invernadero y regar por goteo, ha modificado sustancialmente el volumen de agua subterránea empleada.

En el año 1992 la superficie regada en el ámbito de llamada del cono de depresión de La Plata era de 13.000 hectáreas y el volumen extraído de unos 70 hm³/a, de los cuales 49 hm³/a provenían del Puelche y 21 hm³/a del Pampeano (Auge, 1997). **Actualmente se riega por surco unas 3.000 ha y por goteo 1.000, lo que requiere una extracción de unos 17 hm³/a, de los cuales 12 provienen del Puelche y 5 hm³/a del Pampeano (datos sujetos a revisión).**

En relación al consumo para alimentación humana, proveniente del Acuífero Puelche, este creció de 50 hm³/a en 1992 a 75 hm³/a en 2003, considerando la población que cuenta con servicio de agua potable. La que carece de este servicio, emplea unos 2 hm³/a, provenientes del Pampeano.

La industria más importante se abastece con agua del Río de la Plata, mientras que la restante, aprovecha sólo 1,5 hm³/a del Acuífero Puelche.

El abastecimiento para el ganado es del orden de 0,6 hm³/a, proveniente del Acuífero Pampeano.

12.5. Dinámica

12.5.1. Lateral

Respecto al movimiento lateral, en los mapas 11, 13 y 15, se representan las redes de flujo correspondientes a los acuíferos Puelche (Pu), Pampeano (Pa) y a ambos (PaPu).

Acuífero Puelche

En el mapa 10 se indican los pozos censados y en el 11 la red de flujo. En este último se aprecia claramente el control que, sobre el flujo del Puelche, ejerce el bombeo de los pozos para agua potable de La Plata y localidades vecinas, como Hernández, Gonnet, City Bell y Villa Elisa. La equipotencial de 0 m tiene forma elongada en dirección NO – SE, con un perímetro de 58 km, y un marcado lóbulo hacia el SO a la altura de La Plata. Su eje mayor es de 24 km, mientras que el menor varía entre 3 y 7 km, este último en coincidencia con el lóbulo citado. En el interior de la de 0 m, se presentan 3 curvas, también cerradas, que abarcan pequeñas superficies, generadas por los pozos Pu41, Pu45 y Pu48 (mapa 10). Los gradientes hidráulicos, en el sector SO de la región estudiada (zona no alterada), varían entre 1,0 y 2,5.10⁻³, para

incrementarse en la zona explotada hasta $1,9 \cdot 10^{-2}$, como sucede en el ámbito de influencia del pozo Pu41.

Para calcular el flujo subterráneo que ingresa al cono, a través de la equipotencial de 0 m, se empleó Darcy:

$$Q = T \cdot i \cdot L \quad 145.000 \text{ m}^3/\text{d} \approx 500 \text{ m}^2/\text{d} \cdot 5 \cdot 10^{-3} \cdot 58.000 \text{ m}$$

Q: caudal T: transmisividad i: gradiente hidráulico L: longitud

Los 145.000 m³/d equivalen a 53 hm³/a y, dado que la extracción alcanza a 75 hm³/a, el déficit asciende a unos 22 hm³/a. Aunque la red de flujo del 2003, presenta diferencias respecto a la del 2002, particularmente en la forma de la equipotencial de 0 m, que limita el cono de La Plata, los flujos subterráneos en el Acuífero Puelche son bastante parecidos (51 hm³ en 2002 y 53 hm³ en 2003).

La estabilidad piezométrica observada en los últimos años, indica que las entradas deben ser similares a las salidas y por lo tanto, el déficit mencionado debe cubrirse con aporte natural y artificial, ambos a partir del Pampeano. El primero, por filtración vertical descendente a través del acuitardo, de parte de la recarga y/o reserva almacenada en este acuífero. El restante, de origen artificial, es producto de las pérdidas en la red de agua potable, estimadas en un 15% del agua circulante.

Dado que en la red circulan unos 125 hm³/año (75 hm³/a de agua subterránea y 50 hm³/a de agua superficial), la recarga artificial al Pampeano asciende a unos 19 hm³/a. Adicionándole al flujo (53 hm³/a) este último valor, se llega a un equilibrio bastante aceptable entre salidas (75 hm³/a) y entradas (72 hm³/a).

No se puede determinar con precisión la extensión del ámbito donde el flujo del Acuífero Puelche está influenciado por el bombeo de La Plata, debido a que resultan bastante imprecisos los límites ubicados al SO y al S de la ciudad, pero dicha superficie es del orden de 60.000 hectáreas.

Acuífero Pampeano

En el mapa 12 se indica la distribución de los pozos censados en el Acuífero Pampeano y en el 13, la red de flujo del mismo.

En el mapa 13, se observa la presencia de un cono de depresión, limitado por la equipotencial de 0 m, ubicado al S de La Plata. El cono, que está definido por las cotas hidráulicas de los pozos Pa14 (-2,0 m) y Pa8 (-0,8 m), es más suave que el existente en el Acuífero Puelche y tiene forma elongada en dirección E-O. El origen de este cono es el descenso de la superficie freática, como consecuencia de la explotación del acuífero subyacente (Puelche). Otro cono, en el vértice NO del mapa, fuera de la zona estudiada, se insinúa mediante la isolínea de -5 m.

Los mayores gradientes hidráulicos del Pampeano ($2,4 \cdot 10^{-3}$), son similares a los registrados en el Puelche de la zona no disturbada, pero los menores ($3,7 \cdot 10^{-4}$), son más bajos que sus equivalentes del Puelche.

Existe una distorsión bastante menor en la red de flujo del Acuífero Pampeano que en la del Puelche, debido a la menor extracción a que está sometido el primero.

Acuíferos Pampeano y Puelche

En el mapa 15, se representa la red de flujo resultante de los potenciales hidráulicos medidos en pozos que captan ambos acuíferos. Dichos pozos, como se mencionó, son típicos del ámbito rural cultivado y, al carecer de entubamiento de aislación, permiten la comunicación hidráulica directa entre los acuíferos Pampeano y Puelche.

En el mapa, que cuenta con un número de puntos de medición mucho menor que los empleados para los acuíferos Pampeano y Puelche, se aprecia un flujo dominante hacia el NE, con un marcado apretamiento de las equipotenciales en el sector O de la zona estudiada (pozos PaPu1, PaPu2, PaPu4 y PaPu11). Otro incremento en el gradiente hidráulico, pero más atenuado se aprecia entre los pozos PaPu 6 - PaPu9 y el PaPu8.

12.5.2. Vertical

La hidrodinámica subterránea vertical presenta dos componentes principales. El más somero se produce exclusivamente en el Acuífero Pampeano y se manifiesta por la oscilación de la superficie freática.

En ámbitos llanos como el estudiado, el vector de la dinámica vertical posee mayor trascendencia que el movimiento lateral. Al respecto (Auge, 1997), estimó en 39,4 hm³ el incremento de la reserva del Acuífero Pampeano, debido al ascenso de la freática, en 3 meses, frente a sólo 4 hm³/año producto del flujo lateral.

El componente más profundo del flujo vertical, es el que se produce a través del acuitardo que separa a los acuíferos Pampeano y Puelche, mediante el cual se recarga y descarga el Puelche (fig. 2).

El espesor del acuitardo se indica en el mapa 7, con extremos menores a 2 m (vértice NO) y mayores a 10 m (SE de La Plata) y una potencia dominante entre 4 y 8 m.

En el mapa 19 se reproducen las diferencias de potenciales hidráulicos entre los acuíferos Pampeano y Puelche, apreciándose valores dominantes entre 0 y -5 m, a favor del Pampeano. Los valores negativos indican menores potenciales en el Puelche respecto al Pampeano y viceversa. En La Plata, en coincidencia con un espesor significativo del acuitardo (8 m), también se manifiesta la mayor diferencia de potencial hidráulico (-10 m). Otra curva cerrada de -10 m se genera por el bombeo de los pozos de City Bell y localidades vecinas. Al O de la isolínea de 0 m, que pasa por Etcheverry, Abasto y M. Romero, la diferencia de potencial favorece al Puelche, por lo que el flujo vertical dominante es ascendente. Dado que los niveles hidráulicos dependen de la relación recarga - descarga, al igual que estos, los potenciales van a variar en función de dicha relación, en la que deben considerarse tanto los factores naturales como los antrópicos.

12.6. Profundidad

La profundidad de la superficie piezométrica del Acuífero Puelche se reproduce en el mapa 16. En el mismo se aprecian valores menores a 2 m en la Planicie Costera, en el extremo E de la región estudiada (Pu10, Pu11 y Pu25) y en Ensenada (Pu30). Otro sector con menos de 2 m de profundidad, se ubica en el sector SO, fuera de la zona investigada (Pu22 y Pu54). La profundidad aumenta hacia el ámbito urbano de La Plata, donde en su extremo S, se manifiestan valores mayores a 20 m (pozos Pu13, Pu23, Pu32, Pu40, Pu43 y Pu44). En el sector NO, también se presenta una profundización con más de 25 m (Pu34). Considerando la totalidad del ámbito estudiado, predominan profundidades de la superficie piezométrica entre 5 y 15 m.

Las curvas de isoprofundidad presentan una conformación similar a las equipotenciales, debido a la conjunción de concentración de la extracción y topografía elevada (Llanura Alta).

La profundidad de la superficie freática del Acuífero Pampeano (mapa 17) sigue en su configuración general a la del Puelche, aunque en forma más atenuada, especialmente en el sector de mayor depresión piezométrica al S de La Plata. Aquí la curva de mayor profundidad del agua freática (15 m) presenta una diferencia de unos 5 m respecto al Puelche (20 m). Se mantiene en el Pampeano, la profundización mencionada para el Puelche, en el extremo NO, con más de 20 m (Pa35).

En el mapa 18 se indica la profundidad del agua registrada en los pozos que captan ambos acuíferos conjuntamente, apreciándose una curva cerrada de 20 m (pozo PaPu8) al SO de La Plata y un predominio de valores entre 10 y 15 m en el resto del ámbito rural cultivado.

12.7. Vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos semiconfinados

O conceito de vulnerabilidade a contaminação de aquíferos é definido como as características intrínsecas dos estratos que separam a zona saturada do aquífero e a superfície do terreno, em permitir a maior ou menor degradação do corpo de água subterrâneo frente a uma atividade antrópica. Desta forma, a vulnerabilidade do aquífero seria função de: i) acesso hidráulico do contaminante à zona saturada do aquífero e ii) capacidade de atenuação dos estratos sobrejacentes à zona saturada, resultante da retenção ou degradação físico-bio-química de contaminantes (Foster & Hirata, 1988).

Embora seja difícil de quantificar, Foster et al (2002) sugerem uma definição prática de classes de vulnerabilidade à contaminação de aquíferos (tabla 12). Esta classificação tenta tirar o subjetivismo da maioria dos métodos de vulnerabilidade que resultam em índices relativos.

Definição prática de classes de vulnerabilidade de aquíferos frente a contaminação (Foster et al, 2002).

Vulnerabilidad	Definición
Extrema	Vulnerable a la mayoría de los contaminantes con impacto rápido en muchos escenarios de contaminación
Alta	Vulnerable a muchos contaminantes (excepto a los que son fuertemente adsorbidos o fácilmente transformados) en muchos escenarios de contaminación
Moderada	Vulnerable a algunos contaminantes sólo cuando son continuamente descargados o lixiviados
Baja	Sólo vulnerable a contaminantes conservativos cuando son descargados o lixiviados en forma amplia y continua durante largos períodos de tiempo
Despreciable	Presencia de capas confinantes en las que el flujo vertical (percolación) es insignificante.

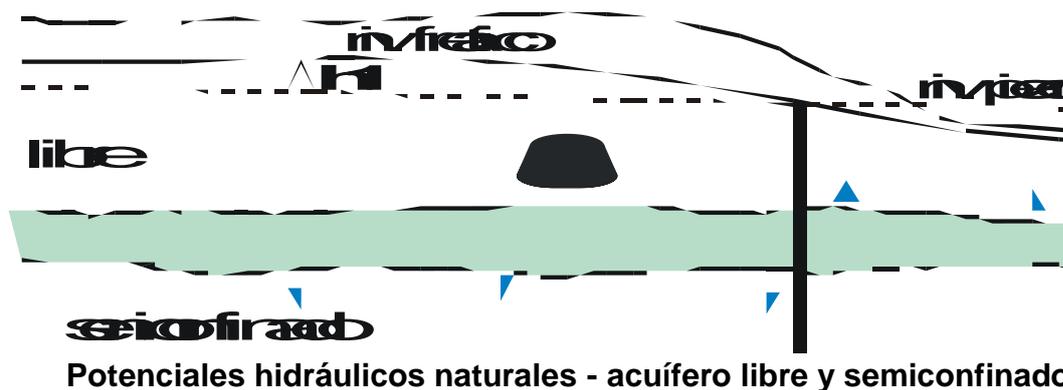
Embora existam vários métodos de vulnerabilidade (Vrba & Zaporozec, 1994), com utilização bastante ampla em muitos países, há certas condições hidrogeológicas que geram problemas e limitações no uso destas técnicas tradicionais (Foster et al, 2002). Um dos casos bastante comuns é aquele associado aos aquíferos semiconfinados.

A pluma contaminante para chegar a um aquífero semiconfinado tem que inicialmente atingir o aquífero livre sotoposto e o próprio aquífero. Desta forma, um método de vulnerabilidade efetivo teria que incorporar estas propriedades. Outra componente que tem um papel importante é a carga hidráulica relativa entre os dois aquíferos, o livre superior e o inferior, que se quer proteger. Um fluxo ascendente de água (carga hidráulica maior do aquífero inferior, relativamente ao aquífero superior) não favoreceria a sua contaminação, já a situação inversa, sim (Figura 8 - Auge, 2003).

Os métodos tradicionais de vulnerabilidade estimam a probabilidade de um contaminante atingir a zona saturada do aquífero livre. Uma vez chegando a ela, terá que atravessar a zona saturada do aquífero, sofrendo, entre outras ações, a dispersão hidráulica, que reduz suas concentrações. Desta forma, o aquífero semiconfinado está mais protegido, comparativamente aos aquíferos livres.

12.7.1. Método de vulnerabilidade GODE

Para a situação observada nos aquíferos da região de La Plata concluiu-se que uma adaptação do método de vulnerabilidade GOD (Foster & Hirata, 1988) seria mais interessante que criar um novo, devido à experiência já acumulada desta metodologia sobretudo na América Latina (Foster et al, 2002). Outro motivo importante é que a criação de um método específico de vulnerabilidade para aquíferos semiconfinados acabaria por restringir o seu uso a estes casos e os índices de vulnerabilidade gerados poderiam não ser comparáveis às cartografias já existentes.



O método GOD analisa apenas o primeiro aquífero que será atingido por uma carga contaminante que se origina na superfície. Ele é portanto suficiente para avaliar a probabilidade da contaminação do aquífero livre que se sobrepõe ao aquífero semiconfinado inferior.

Como assinalado, há duas componentes adicionais que deveriam ser levados em conta na avaliação de um aquífero semiconfinado: a capacidade de diluição da zona saturada do aquífero livre e as cargas hidráulicas relativas dos dois aquíferos.

No primeiro caso, espera-se que quanto maior a espessura saturada, maior será esta diluição. Desta forma, há duas maneiras de tratar esta questão: i) o fator D (depth, profundidade da água subterrânea) no GOD levaria em consideração toda a zona não saturada do aquífero livre, a espessura da zona saturada e a espessura do aquífero semiconfinado ou ii) criar um novo parâmetro associado à espessura da zona saturada do primeiro aquífero, mais a espessura do aquífero semiconfinado. Neste projeto, acredita-se que a segunda opção seja mais interessante, pois as características de atenuação da zona não saturada se diferenciam bastante da zona saturada e do próprio aquífero semiconfinado.

A relação hidráulica entre as duas unidades aquíferas não é contemplado no método GOD tradicional. O fator G (grado de confinamiento hidráulico del aquífero) pode ser utilizado quando há surgência ($G = 0$) ou mesmo quando ele é um aquífero semiconfinado ($G = 0,4$). Seria interessante, baseado na experiência observada em La Plata, a inclusão de uma nova subdivisão da classe aquífero semiconfinado, pois se observam casos de aquíferos com fluxo ascendente e descendente. Desta forma, poderia ser dividido o fator G em semiconfinado descendente = 0,4 e semiconfinado ascendente = 0,3 ou 0,2. A utilização do fator G surgente (como sugere o GOD original) deveria ser restrito aos aquíferos onde o aquífero semiconfinado apresenta uma característica nítida de confinamento do aquífero.

Esta atitude conservadora quanto ao valor de G para aquíferos semiconfinados é justificada pelo fato de que muitas vezes há exploração e os fluxos inicialmente ascendentes acabam por serem alterados, criando uma situação de maior vulnerabilidade, com fluxos descendentes (Figura 9 – Auge, 2003).

O método com modificações para um aquífero semiconfinado é apresentado na figura 10 e recebe o nome de GODE.

Figura 9

Contaminación por bombeo - acuífero semiconfinado

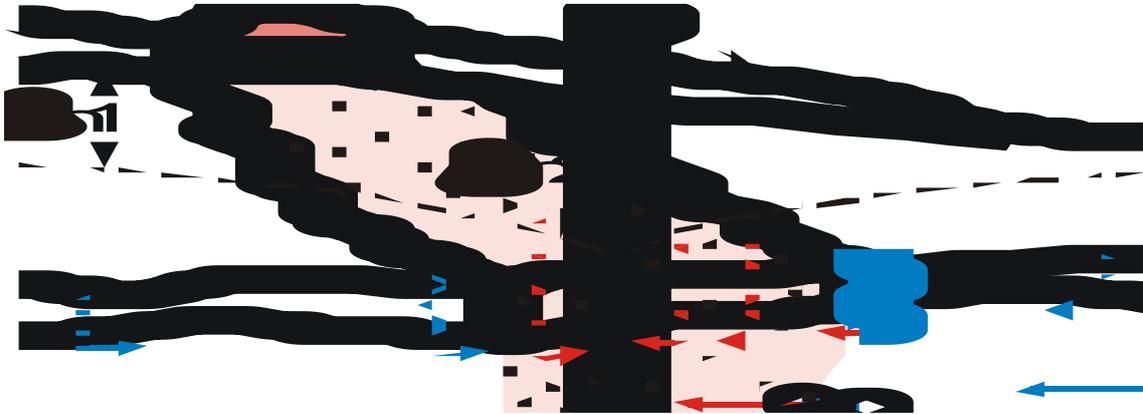
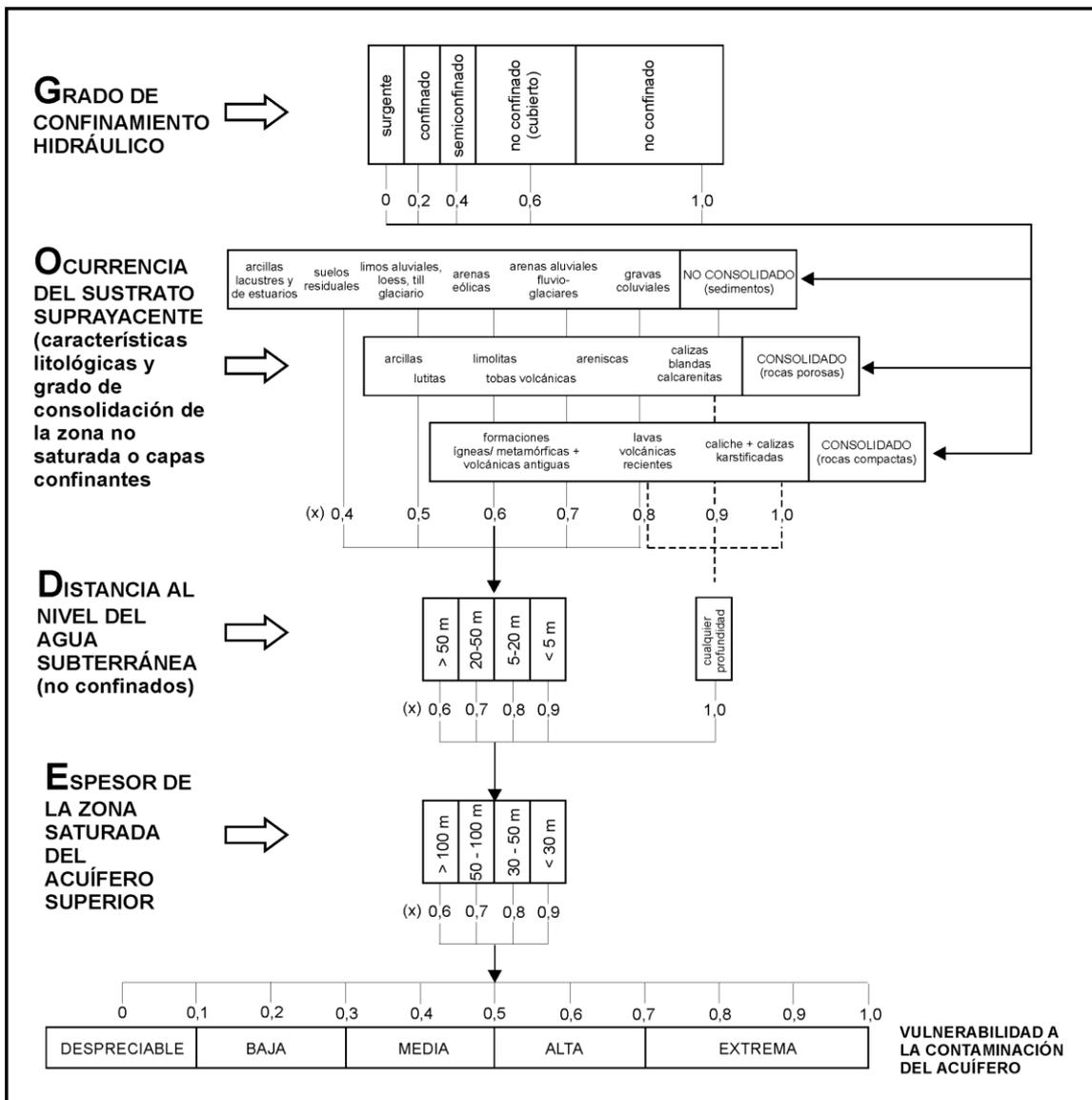


Figura 10

Diagrama GODE



12.7.2. Mapeamento da vulnerabilidade em La Plata

Um problema adicional que se coloca na cartografia da vulnerabilidade de aquíferos são as mudanças que a sua exploração provoca em suas características hidráulicas, notadamente a espessura da zona não saturada e as inversões nas cargas hidráulicas. No caso específico de La Plata, há um fluxo preferencial do Aquífero semiconfinado Puelche para o livre, Pampeano. A exploração do aquífero subjacente cria a inversão de fluxo, levando consigo o contaminante aos estratos inferiores.

Não existe nenhum método de vulnerabilidade que contorne este problema de transiência de forma eficiente. A atitude dos hidrogeólogos está sendo de considerar o cenário mais conservador para a proteção das águas subterrâneas. No caso de La Plata seria o de supor que em algum dia o fluxo descendente será a regra para a área.

O nitrato é um contaminante bastante conservativo e móvel em ambiente oxidante, como o observado em ambos os aquíferos de La Plata. O principal mecanismo de degradação da contaminação seria a desnitrificação, que exigiria um ambiente redutor, presença de bactérias desnitrificantes e carbono facilmente degradável ou uma substância equivalente receptora de elétrons. Tais condições não são observadas em La Plata (somente próximo ao Río de la Plata). Desta forma, o único mecanismo eficiente é a dispersão da carga contaminante, que ocorre mais fortemente na zona saturada dos aquíferos. O tempo de trânsito que é imposto pela maior espessura da zona não saturada ou mesmo do aquífero não tem um papel muito relevante na cartografia de vulnerabilidade, quando se considera o nitrato.

Os resultados de hidrogeoquímica da área de La Plata corroboram com as observações feitas.

El análisis de la vulnerabilidad con la nueva metodología GODE para el área de estudio se muestra en la tabla 13. A los valores de GOD tradicional, se agregó lo que corresponde al espesor saturado (**E**spesor de la zona saturada del aquífero superior), con rango de 0,6 a 0,9 (figura 10).

Tabla 13

Resultado do índice de vulnerabilidade utilizando o método GODE, para aquíferos semiconfinados (para interpretación del índice, ver tabla 12).

Factores		Área rural				Área urbana			
G (Grado de confinamiento)		0,3				0,4			
O (Ocurrencia del substrato suprayacente, de la zona no saturada y acuitado)		Espesor	índice	Valor ponderado	Resultado	Espesor	índice	Valor ponderado	resultado
	Espesor de zona no saturada	7m	0,7	4,9		12m	0,7	8,4	
	Espesor Acuitado	5m	0,5	2,5		7m	0,5	3,5	
	Valor del índice	12m		7,4/12	0,62	19m		11,9/19	0,63
D (Distância al nivel del agua del primer acuífero)		7m			0,8	12m			0,8
E (Espesor de la zona saturada del primer acuífero)		40m			0,7	20m			0,9
Índice de vulnerabilidad GODE					0,1				0,2

Os valores podem variar em área, segundo a distribuição dos fatores GODE na área.

El resultado del índice GODE ponderado para la zona rural fue de 0,1 (baja vulnerabilidad). En la zona urbana, el índice fue de 0,2, algo más vulnerable, pero aún dentro del rango de baja vulnerabilidad. La diferencia es el resultado de una reducción del espesor de la zona saturada del acuífero libre (40 m en la zona rural sin bombeo), frente a 20 m en la zona urbana (con bombeo); también del incremento del espesor de la zona no saturada en el ámbito urbano (tabla 13), debido al descenso de la superficie freática por la explotación.

Embora os índices de vulnerabilidade sejam baixos e a área esteja contaminada, o resultado é compatível com o contaminante, que é muito móvel e persistente. Como estabelecido para o método GOD, um índice de vulnerabilidade baixo representa que: *a área é suscetível a produtos móveis e persistentes,, quando descarregados o lixiviados en forma ampla y continua durante largos períodos de tiempo.* A principal fonte de contaminação na área urbana foi resultado de sistemas sépticos, que ademais, injetam

contaminantes abaixo do solo fazendo que a previsão dos métodos de vulnerabilidade tenham menos significação.

É notável também que nas áreas de mesma vulnerabilidade, onde a atividade é agrícola, não há contaminação do Aquífero Puelche, embora haja a detecção em alguns pontos de nitrato no Aquífero Pampeano (Mapa 34). A atividade agrícola é, por excelência, uma atividade que se enquadra bem aos esquemas de vulnerabilidade.

A ausência de outros contaminantes (metais e outras substâncias) parece atestar que o Aquífero Puelche esteja protegido contra eles, como presumiria o baixo índice de vulnerabilidade.

12.7.3. Método de vulnerabilidad $\Delta hT'$

En el caso específico del Acuífero Puelche en La Plata, la metodología desarrollada por Auge (2003), parece adaptarse mejor para la definición de ámbitos vulnerables a la contaminación con NO_3 , particularmente si se considera la diferencia de potenciales hidráulicos (tabla 14).

Tabla 14

Vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado Potencial hidráulico respecto al del libre asociado

$h_2 > h_1$	vulnerabilidad baja
$h_2 \sim h_1$	vulnerabilidad media
$h_2 < h_1$	vulnerabilidad alta

El mapa 21 presenta tres altos cerrados con más de 50 mg/L de nitratos, que es el límite de potabilidad para ese ión adoptado por la Provincia de Buenos Aires. Además, es posible extender dichos límites para definir una zona más amplia donde también hay contaminación ($>$ a 30 mg/L), dado que el valor de fondo es $<$ a 10 mg/L. Cotejando los ámbitos de altos tenores en nitratos con las diferencias de potenciales hidráulicos (mapa 19), surge una buena correspondencia entre los primeros y los sitios con Δh favorables al Pampeano respecto al Puelche. Esto resulta evidente en La Plata (-10 m) y City Bell (-10 m), pero no se repite en Abasto, donde el Δh es favorable al Puelche, aunque este último caso involucra a un solo pozo .

Los espesores de la zona subsaturada y del acuitardo no juegan un papel importante en la vulnerabilidad. En el mapa 7 se aprecia que en el espesor del acuitardo, predominan magnitudes entre 2 y 6 m. En el borde SE de La Plata se registra el mayor valor, señalado por la isopaca cerrada de 10 m; el resto de la ciudad está comprendido entre las curvas de 6 y 10 m. Sin embargo, el ejido urbano, pese a presentar los mayores espesores de acuitardo, es el más afectado por la contaminación con nitratos (mapa 21). De lo expuesto se desprende que el acuitardo dificulta pero no impide el flujo vertical y no es hábil para detener el transporte de NO_3 , por lo que la contaminación del Puelche, especialmente en el ejido urbano, es producto de la migración de nitratos desde el Pampeano sobrepuesto, transportados por un flujo

vertical descendente, inducido por la mayor carga hidráulica de este último, respecto al Puelche.

Por lo tanto, de acuerdo a los resultados obtenidos en La Plata, se puede concluir que la diferencia de potenciales hidráulicos es un buen indicador de la vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado a la contaminación con NO₃.

12.8. Reserva

Tomando en consideración los espesores saturados y un índice de 0,7 para corregir el del Pampeano, en función de la sección efectivamente productiva, las reservas estimadas para ambos acuíferos en el ámbito de la Llanura Alta son de 1.200 y 2.830 hm³ para los acuíferos Pampeano y Puelche, respectivamente (tabla 10).

La determinación de la reserva en la Llanura Alta se debe a que en la Planicie Costera, ambos acuíferos contienen agua salada.

12.9. Química

Los análisis químicos de aguas se realizaron en el laboratorio del CETA, que dispone de un equipo ICP. En esta etapa del proyecto, se determinó: pH, CE, SDT, NO₃, CO₃H, Cl, SO₄, Na, Ca, Mg, K, F y As. Seguidamente se analiza e interpreta el comportamiento hidroquímico de cada acuífero.

12.9.1. Acuífero Puelche

En relación al comportamiento hidroquímico se pueden distinguir 3 ambientes: Llanura Alta; Planicie Costera; La Plata.

La **Llanura Alta** es la región más extensa y por ende la que cuenta con mayor cantidad de muestras (31). En este ámbito todas las muestras tienen al CO₃H y al Na como iones netamente dominantes. La salinidad total es baja, promediando 585 mg/L. El CO₃H se presenta con valores medios de 462 mg/L (7,6 meq/L) y 80% del total de aniones. Le sigue el Cl con 37 mg/L (1 meq/L) y 11%, y luego NO₃ y SO₄ con contenidos similares. Los NO₃ promedian 28 mg/L (0,45 meq/L) y 5% y los SO₄ con 18 mg/L (0,4 meq/L) y 4%.

El elevado contenido en CO₃H indica en forma clara que el Acuífero Puelche se recarga por infiltración de la lluvia, debido a que este ión deriva de la combinación del CO₂ existente en la zona subsaturada, con el agua de infiltración.

Respecto a los cationes, domina notoriamente el Na con promedios de 178 mg/L (7,7 meq/L) y 77%, le sigue el Ca con 20 mg/L (1 meq/L) y 11%, el Mg con 9 mg/L (0,7 meq/L) y 9% y, finalmente, el K con 10 mg/L (0,25 meq/L) y el 3%.

En las figuras 11 a 16, se representa gráficamente la composición química de las muestras analizadas, mediante los métodos desarrollados por Schoeller y Piper y el empleo del programa EASY. En dichas representaciones se aprecia el carácter netamente bicarbonatado sódico del Acuífero Puelche en la Llanura Alta.

De la **Planicie Costera** se obtuvieron sólo 5 muestras, debido a la escasez de pozos por la elevada salinidad del agua. Todas las muestras son

cloruradas – sódicas, producto de las intrusiones marinas del Holoceno. La salinidad total es alta, promediando 12.517 mg/L.

El Cl domina netamente entre los aniones con un promedio de 5.728 mg/L (162 meq/L) y 86,5% del total de aniones. Le sigue el SO₄ con 637 mg/L (13 meq/L) y 7,9%. El CO₃H promedia 402 mg/L (7 meq/L) y 5,5%. Finalmente, el NO₃ con 5 mg/L (0,07 meq/L) y 0,1%.

Entre los cationes domina el Na con una concentración media de 3.070 mg/L (134 meq/L) y 73% del total de cationes. Le sigue el Mg con 399mg/L (33 meq/L) y 15%. El Ca con 490 mg/L (24 meq/L) y 11%. Finalmente, el K con 73 mg/L (2 meq/L) y 1%.

En las figuras 17 y 18 se representan gráficamente, mediante los diagramas de Schoeller y Piper, los análisis químicos de las 5 muestras tomadas en la Planicie Costera.

En la **ciudad de La Plata** y en parte de su periurbano, el Acuífero Puelche presenta una composición química intermedia entre la que tiene en la Llanura Alta y en la Planicie Costera. Esto como consecuencia de la invasión de agua salada, por flujo lateral, desde la Planicie Costera hacia la Llanura Alta en la ciudad, debido al cono de depresión generado por el bombeo de agua subterránea.

De los pozos censados en La Plata y vecindades, que se emplean para abastecimiento de agua potable, 5 presentan la condición de mezcla señalada (Pu35, Pu38, Pu39, Pu45 y Pu52). Sus muestras son bicarbonatadas sódicas como las de la Llanura Alta, pero el CO₃H desciende al 66% del total de aniones y el Na al 70% del total de cationes. El contenido salino total promedia 1.093 mg/L. Al CO₃H le siguen el Cl con el 24%, el NO₃ con el 8,5% y el SO₄ con el 1,5%. Respecto a los cationes al Na le siguen el Ca y el Mg con el 14% cada uno y el K con el 2%.

Las figuras 19 y 20 son las representaciones gráficas de las muestras analizadas, mediante los diagramas de Schoeller y Piper.

A continuación se analiza e interpreta el origen y el comportamiento de las sustancias analizadas.

pH

La concentración de hidrogeniones es una de las características que tipifica el comportamiento del agua y surge de la disociación de su molécula, en iones hidrógeno y oxhidrilo. El pH puede definirse como el logaritmo decimal negativo de la concentración de hidrogeniones; si es menor que 7 la solución es ácida y si es mayor, básica.

El pH del agua tiene gran importancia en la disolución de sustancias sólidas y por lo tanto, en la incorporación de las mismas a la solución. En este aspecto uno de los procesos más efectivos es la reacción de la molécula de agua con los minerales, mediante la hidrólisis.

En la zona estudiada el pH varía entre extremos de 6,6 (Pu5) y 8,5 (Pu11), con un promedio de 7,9 y una desviación estandar de 0,3.

En el mapa 20 se vuelca el pH, apreciándose los valores más ácidos (alrededor de 7) en la Planicie Costera, como producto de la intercalación de capas con abundante materia orgánica, generadora de ácidos. El ambiente reductor facilita la disolución de la pirita y la incorporación de Fe^{+2} a la solución. La oxidación del agua subterránea luego de ser bombeada hasta la superficie, hace que el Fe^{+2} pase a Fe^{+3} , de muy baja solubilidad, por lo que precipita formando geles o depósitos de tonalidades amarillentas y rojizas. En la Llanura Alta el pH varía entre extremos de 7,5 y 8,5.

Dado que la norma de potabilidad de la Provincia de Buenos Aires, aprobada por la Ley 11.820/96 (tabla 5) establece un rango de 6,5 a 8,5, todos los pozos muestreados brindaron agua apta respecto a esta propiedad.

Nitratos

Los NO_3 constituyen la forma más oxidada, estable y móvil de la materia nitrogenada en solución. Las fuentes más comunes de aporte al agua subterránea son: fijación natural, especialmente por las legumbres; degradación de materia orgánica; contaminación urbana, rural e industrial; abonos agrícolas.

Las concentraciones extremas de nitratos identificadas en la región estudiada fueron: 107 mg/L (1,7 meq/L) (Pu52) y 0 mg/L (Pu5, Pu11, Pu22, y Pu30); el promedio 32 mg/L (0,5 meq/L) y la desviación estandar 29,8.

En el mapa 21 se aprecian 3 altos cerrados con más de 50 mg/L, que es el límite de potabilidad vigente en la Provincia de Buenos Aires (tabla 5). De los altos citados, el que se destaca por su extensión y la cantidad de pozos involucrados (6), es el de la ciudad de La Plata con 38 km²; el de Villa Elisa (11 km²) y el de Abasto (5 km²), involucran a un solo pozo cada uno. El volumen de agua afectada por contaminación difusa con NO_3 , es del orden de 300 hm³, lo que implica algo más del 10% de la reserva del Acuífero Puelche en la Llanura Alta (2.830 hm³). Esta contaminación proviene del Pampeano, por filtración vertical descendente, a través del acuitardo. El Pampeano a su vez recibió y recibe la carga contaminante de pozos sépticos y pérdidas en la red cloacal. La totalidad del ejido urbano cuenta con red para evacuación de efluentes cloacales, pero la mayor parte del periurbano no. Además, en algunos sectores del ejido urbano el reemplazo de fosas sépticas por red cloacal, tiene menos de 20 años.

Para que el agua de red cumpla con la norma de potabilidad respecto a NO_3 , considerados por la Ley 11.820 dentro de los componentes que afectan directamente a la salud y que exige un contenido inferior a 50 mg/L, se procede a mezclar la subterránea con la proveniente del Río de la Plata, que normalmente posee menos de 10 mg/L. **De esta forma se practica un aprovechamiento conjunto del recurso subterráneo y superficial, evitándose el ascenso del agua freática, que ha ocasionado serios inconvenientes en el periurbano del Buenos Aires.** En esta región se procedió a reemplazar el agua subterránea con la del Río de la Plata, debido al alto tenor en NO_3 que presentaba la primera. Además, la salida de servicio de

numerosos pozos de provisión a la industria, por la retracción económica, hizo que a partir de 1990 se produjera un ascenso continuado de la superficie freática, especialmente en los sitios sin cobertura de red cloacal. **Actualmente el problema es muy grave pues afecta a más de 2 millones de habitantes, con agua freática contaminada aflorando en amplios sectores del Conurbano de Buenos Aires.**

Conductividad eléctrica

Si bien constituye una propiedad física del agua, se la incluye en el tratamiento químico, porque es un excelente indicador de la salinidad.

Varía entre 26.100 umho/cm a 25°C (Pu5) y 116 (Pu2), con una media de 2.652 umho/cm, pero que desciende a 847 umho/cm, si se descartan los pozos de la Planicie Costera (Pu5, Pu11, Pu25, Pu28, Pu30). Los valores más altos se dan en la Planicie Costera pozos (Pu5, Pu28, Pu30), con más de 15.000 umho/cm (mapa 22). En la Llanura Alta dominan valores menores a 1.000 y en La Plata, entre 1.000 y 2.000 umho/cm.

El fuerte aumento de la salinidad en la Planicie Costera es consecuencia de las intrusiones marinas del Holoceno.

Residuo salino

La salinidad total o sólidos disueltos totales (SDT) (mapa 23) coincide en su distribución con la conductividad eléctrica, debido a que esta última está controlada por la primera .

En la Planicie Costera dominan valores entre 12 y 23 g/L, con un máximo de 23.043 mg/L (Pu5). En la Llanura Alta predominan valores inferiores a 600 mg/L y en La Plata, entre 700 y 1.200 mg/L. El promedio general es 2.040 mg/L, pero si se descartan los pozos de la Planicie Costera, éste desciende a 585 mg/L.

La norma de potabilidad vigente en la Provincia de Buenos Aires establece un tope de 1.500 mg/L de salinidad total (tabla 5), por lo que el agua subterránea de la Llanura Alta no presenta restricciones respecto a esta propiedad, pero no es potable en la Planicie Costera, donde tampoco se la puede emplear para el ganado. La norma le otorga a la salinidad total, el rango de componente que afecta la aceptabilidad del agua, pero no directamente a la salud.

Bicarbonatos

La alcalinidad es la capacidad del agua para neutralizar ácidos y en la subterránea, está dada por la presencia de CO_3H y CO_3 , aunque estos últimos sólo pueden mantenerse en solución cuando el pH es mayor de 8,2. Mucho menos frecuente, es la alcalinidad que deriva de los hidróxidos, silicatos, fosfatos, boratos y fluoruros. Por lo tanto, en la generalidad, el agua subterránea debe su alcalinidad a la existencia de bicarbonatos.

Los CO_3H provienen de la disolución del CO_2 atmosférico o del existente en el suelo, pero dado que la presión de CO_2 en el suelo, suele superar en más de 30 veces a la que este gas registra en el aire (Schoeller, 1959) la principal fuente de provisión de

CO₃H, surge de la combinación del agua contenida en la zona de aireación o subsaturada, con el CO₂ particularmente abundante en la franja edáfica.



Luego, los CO₃H son llevados por el flujo descendente a través de la zona subsaturada hasta alcanzar a la de saturación.

Otra importante fuente de aporte de alcalinidad al agua subterránea, es la disolución del CO₃Ca, muy frecuente en el Loess Pampeano, en forma diseminada, como concreciones, o estratificado, y vulgarmente denominado "tosca".

Los extremos de bicarbonatos registrados fueron 809 mg/L (13,3 meq/L) (Pu28) y 140 mg/L (2,3 meq/L) (Pu5), el promedio 472 mg/L y la desviación estandar 4.827.

En el mapa 24 se indica la distribución areal del bicarbonato en el Acuífero Puelche, apreciándose valores entre 140 (2,3 meq/L) y 800 mg/L (13,1 meq/L) en la Planicie Costera, entre 500 (8,2 meq/L) y 700 (11,5 meq/L) en La Plata y, entre 300 (4,8 meq/L) y 500mg/L en el resto de la Llanura Alta.

La norma de la Provincia de Buenos Aires, no considera a la alcalinidad como limitante de la potabilidad.

Cloruros

Son los iones más móviles y estables del agua subterránea, porque no son retenidos ni reaccionan con la fase sólida de los acuíferos o de otras unidades hidrogeológicas (acuitardos, acuicludos). Tampoco intervienen en procesos de intercambio iónico ni de oxidación - reducción y prácticamente no son afectados por cambios en el pH. Debido a su elevada solubilidad, sólo precipitan en concentraciones mayores a 300 g/l (salmueras), muy superiores a las medias del agua de mar (30 g/l).

Debido a estas propiedades se los suele utilizar como trazadores naturales o artificiales, para cuantificar la dinámica del flujo, el índice de infiltración, o el intercambio iónico.

Las fuentes más comunes de aporte de cloruros al agua subterránea son: el agua de lluvia, sedimentos de origen marino, agua congénita, disolución de evaporitas salinas, vertidos urbanos e industriales y lixiviados de basurales.

Dado que en la Llanura Alta no existen evidencias de sedimentos de origen marino y por ende de aguas congénitas ni de evaporitas, la principal fuente de aporte al Puelche, parece ser el cloruro transferido desde el Pampeano, por filtración vertical descendente. Este a su vez, lo habría incorporado por infiltración de la lluvia, durante las ingresiones marinas del Holoceno, cuando la línea de costa se ubicaba en el actual Escalón. Dichas ingresiones también fueron las generadoras del alto contenido en cloruros del Acuífero Puelche, en la Planicie Costera, cuya superficie topográfica actual, fue el fondo de los mares holocenos.

Los extremos en las concentraciones de Cl fueron: 9.758 mg/L (2.760 meq/L) (Pu5) y 15 mg/L (0,4 meq/L) (Pu38). El promedio general (739 mg/L), se reduce a 53 mg/L, si no se consideran los pozos de la Planicie Costera (Pu5, Pu10, Pu11, Pu25, Pu28 y Pu30). La desviación estandar fue 2.188.

En el mapa 25 se aprecian concentraciones mayores a 5.000 mg/L de Cl en los pozos de la Planicie Costera, entre Punta Lara y Ensenada, mientras que en la Llanura Alta predominan tenores menores a 50 mg/L y en La Plata, entre 200 y 300 mg/L.

Dado que el límite de potabilidad para el cloruro en la Provincia de Buenos Aires es 250 mg/L (7,0 meq/L) (tabla 5), el agua subterránea de la Llanura Alta es apta para consumo humano respecto a este ión, salvo la captada por los pozos Pu35 y Pu52, situados en La Plata. Sin embargo, resulta inutilizable la de la Planicie Costera, no sólo para este uso, sino también para el ganado. La norma de potabilidad vigente en la Provincia de Buenos Aires (tabla 5), considera a los cloruros como componentes que afectan solamente la aceptabilidad del agua, pero no directamente a la salud de los consumidores.

Sulfatos

Junto con los Cl y los CO₃H son los aniones más comunes en el agua superficial y en la subterránea.

Generalmente provienen de: disolución de yeso y anhidrita, oxidación de sulfuros, agua de lluvia, aguas congénitas, sedimentos de origen marino, actividades urbanas, industriales y agrícolas (Custodio y Llamas, 1976).

Los cationes más afines con el SO₄ son el Ca y el Mg, pero con una notoria diferencia en cuanto a la solubilidad de sus compuestos. Así, el SO₄Ca posee un índice de solubilidad de 2 g/L en agua pura a 18°C y el SO₄Mg de 355 g/L a 20°C (Schoeller, 1959).

En la Llanura Alta, el origen de los sulfatos es similar al de los cloruros, pero en la Planicie Costera parecen derivar de la oxidación de la pirita (Logan, 1993).

El contenido máximo se registró en el pozo Pu5 con 1.344 mg/L (28 meq/L) y el mínimo en Pu2 y Pu38 con 0 mg/L. El promedio fue de 93 mg/L, que baja a 17 mg/L, si se descartan los pozos de la Planicie Costera. La desviación estandar es 252.

En el mapa 26 se representa la distribución de SO₄, apreciándose en la Planicie Costera concentraciones entre 500 y 1.350 mg/L, en la Llanura Alta entre 10 y 40 mg/L y en La Plata entre 8 y 33 mg/L.

La norma de la Provincia de Buenos Aires, establece un límite de potabilidad de 250 mg/L (5,2 meq/L) para los sulfatos (tabla 5), por lo que sólo el agua subterránea de la Planicie Costera es inapta para consumo humano. La norma de potabilidad vigente en la Provincia de Buenos Aires, considera a los sulfatos como componentes que afectan solamente la aceptabilidad del agua, pero no directamente a la salud de los consumidores.

Sodio

Es el más difundido de los metales alcalinos en las aguas superficiales y subterráneas; le sigue en importancia el potasio y mucho menos frecuentes son el litio, rubidio y cesio.

Las fuentes más trascendentes de aporte son los feldespatos alcalinos y calcoalcalinos, el intercambio de bases, la lluvia, la contaminación urbana e industrial y el lavado de sedimentos marinos. Es muy abundante en el agua de mar, constituyéndose en el catión dominante con una concentración media de 10 g/L.

En la Llanura Alta, proviene de la disolución de las plagioclasas medias (andesinas) existentes en el loess, derivadas de rocas volcánicas mesosilícicas (andesitas). Otra fuente más importante que la anterior, es el intercambio de bases o iónico, por el que un agua dura (cálcica o magnésica) se ablanda al quedar fijados el Ca o el Mg en la estructura cristalina de algunas arcillas (montmorillonita o bentonita), mientras que el Na pasa a la solución. Este intercambio es particularmente activo en el limo arcilloso (acuitardo) que separa a los acuíferos Pampeano y Puelche y por el mismo, el agua del primero, que recarga al Puelche, se ablanda haciéndose más sódica.

El sodio presente en agua subterránea de la Planicie Costera, derivó de las intrusiones marinas holocenas.

Los extremos de sodio registrados en las muestras colectadas fueron 5.150 mg/L (224 meq/L) (Pu5) y 21 mg/L (0,9 meq/L) (Pu22), con un promedio general de 535 mg/L (23,3 meq/L), que baja a 182 mg/L (7,9 meq/L), si se descartan los pozos de la Planicie Costera; la desviación estandar es 1.117.

En el mapa 27 se visualizan concentraciones entre 1.000 y 5.000 mg/L en la Planicie Costera, entre 200 y 400 mg/L en La Plata y entre 100 y 200 mg/L, en el resto de la Llanura Alta.

Dado que el límite tolerable para el sodio establecido por la Ley 11.820 es 200 mg/L (8,7 meq/L) (tabla 5), los pozos del servicio de agua potable de La Plata, Gonnet, City Bell y Villa Elisa, superan dicho valor, aunque la mayoría en forma leve.

El mapa 27 muestra también que el Na es el componente que mayor volumen de agua afecta en función del umbral de potabilidad que se le asigna, pese a que la norma lo considera como uno de los componentes que afectan solamente la aceptabilidad del agua, pero no directamente a la salud de los consumidores.

Se entiende que el límite de potabilidad fijado por la Ley 11.820 es muy estricto, dado que la mayoría de las aguas subterráneas de la Provincia de Buenos Aires son sódicas, por lo que tendrá que ser revisado a fin asumir un valor más acorde con la disponibilidad real de agua para consumo humano.

Calcio

Junto con el Mg es el más abundante de los alcalino - térreos en las aguas naturales. En las continentales, generalmente el Ca predomina sobre el Mg, aunque no es raro que suceda lo contrario, en función de: el componente litológico del acuífero (silicatos de rocas básicas o carbonatos de dolomitas); la precipitación de Ca como CO₃ o SO₄ y de su fijación por intercambio iónico.

En las aguas marinas, la relación favorece al Mg en valores aproximados de 5 a 1 (Custodio y Llamas, 1976).

La mayor parte del Ca en solución proviene de los componentes mineralógicos del Loess Pampeano, en especial de la disolución del CO₃Ca epigenético, que se presenta diseminado, o formando nódulos o bancos, lo que deriva en un aumento de la compacidad y resistencia del sedimento, originando lo que se conoce vulgarmente como "tosca".

Otra de las vías de aporte, es el ataque químico a las plagioclasas mesosilícicas y básicas, que componen una parte importante de la fracción arenosa del Pampeano.

La solubilidad del CO₃Ca (calcita), está controlada por la concentración de CO₂ disuelto, dado que este forma CO₃H₂, que al disociarse constituye una importante fuente de producción de H. En agua pura, el CO₃Ca tiene un índice de solubilidad de alrededor de 14 mg/L o de 5,6 mg/L de Ca a 23°C (Schoeller, 1959). Si al agua pura se la deja saturar con el CO₂ atmosférico, puede disolver de 50 a 75 mg/L de CO₃Ca y si el agua está en equilibrio con el CO₂ del suelo, la capacidad de disolución aumenta a 250 mg/L de CO₃Ca o 100 mg/L de Ca (Custodio y Llamas, 1976).

La ecuación que explica el proceso es:



De existir CO₂ disponible y para un pH menor a 8,2 los compuestos en solución serán CO₃H y Ca, pero no CO₃. Por ello es muy rara la presencia de CO₃ en solución en la mayoría de las aguas naturales (sin tratamiento), dado que tienen pH menores a 8,2. Esta situación puede modificarse en aquellas sometidas a contaminación o tratamiento, y en los sistemas hidrotermales.

Los contenidos extremos de calcio en las muestras analizadas fueron 1.030 mg/L (51,5 meq/L) (Pu30) y 6,8 mg/L (0,3 meq/L) (Pu9); el promedio 81 mg/L (4,0 meq/L), desciende a 24 mg/L (1,2 meq/L), si no se consideran los pozos de la Planicie Costera; la desviación estandar es 213.

En el mapa 28 se indican las concentraciones de Ca en el Acuífero Puelche, apreciándose que en la Planicie Costera predominan valores entre 100 y 1.000 mg/L, en La Plata entre 40 y 100 mg/L y en el resto de la llanura Alta entre 10 y 30 mg/L.

La norma de la Provincia de Buenos Aires no considera al calcio como limitante de la potabilidad ni tampoco a la dureza, que deriva de la concentración del Ca más el Mg. Esta propiedad, que inhibe la espuma del jabón y produce incrustaciones en las cañerías, sí era tomada como limitante de la potabilidad en la norma anterior a la vigente.

Magnesio

Junto con el calcio, son los alcalinotérreos más frecuentes en la hidrosfera.

El magnesio proviene de la alteración de silicatos ferromagnesianos, que participan como constituyentes comunes de las rocas básicas y ultrabásicas y de la

disolución de rocas calcáreas como calizas y dolomitas, particularmente de estas últimas, que son las que lo tienen en mayor cantidad como CO_3Mg .

En el agua subterránea de la Llanura Alta, su origen puede explicarse en el ataque químico a los máficos que componen el Loess Pampeano (anfíboles y piroxenos) y en la disolución de la tosca que, aunque en baja proporción, también contiene CO_3Mg .

En la Planicie Costera, además del citado, su origen deriva de las intrusiones marinas acaecidas durante el Holoceno.

Ya se mencionó en el punto anterior que el Mg y el Ca son los cationes más comunes que le otorgan dureza al agua y además, el Mg actúa como laxante, especialmente cuando el agua es sulfatada.

Tanto en combinación con el CO_3 como con el SO_4 , el magnesio es mucho más soluble que el calcio, en proporciones aproximadas de 10 a 1 y de 180 a 1 respectivamente. Esto motiva que una vez en solución, sea más estable que el Ca y menos frecuente su precipitación. Por ello, los cambios más importantes en la concentración del Mg derivan de los procesos de intercambio iónico.

En el agua continental la relación Ca/Mg comúnmente varía entre 5 y 1, mientras que en la de mar se invierte a aproximadamente 0,2 (Hem, 1959).

Las concentraciones extremas de Mg detectadas en los pozos muestreados fueron 845 mg/L (69,5 meq/L) (Pu5) y 3,9 mg/L (0,3 meq/L) (Pu26), el promedio general 59,5 mg/L (4,9 meq/L) y 12,4 mg/L (1,0 meq/L), si se descartan los pozos de la Planicie Costera; la desviación estándar 166.

En el mapa 29 se presentan valores entre 100 y 800 mg/L en la Planicie Costera, entre 20 y 45 mg/L en La Plata y entre 5 y 15 mg/L, en el resto de la Llanura Alta.

La norma establecida por la Ley 11.820 de la Provincia de Buenos Aires, no establece límite de potabilidad para el magnesio.

Potasio

Pese a que se presenta en concentraciones muy similares al Na en las rocas ígneas y lo supera con amplitud en las arcillas, aparece muy subordinado a éste en las aguas continentales y en las marinas (Hem, 1959). Esta situación deriva de la baja movilidad que tiene el K, debido a la facilidad con que es fijado por las arcillas.

El potasio generalmente proviene del ataque a silicatos potásicos como la ortosa y el microclino, aunque también forma parte de algunos feldespatoides y micas.

En términos generales los aluminosilicatos de potasio son más resistentes al ataque químico que los de sodio y esto constituye otra causa que explica el neto predominio del Na sobre el K en la hidrosfera.

El Loess Pampeano, está formado en parte por feldespato potásico alterado (ortosa), proveniente de rocas ácidas (riolitas), que sería la principal fuente de aporte de K al suelo y al agua.

En la Planicie Costera el potasio debe su origen a las intrusiones marinas holocenas.

El máximo contenido de potasio detectado en los pozos censados fue 119 mg/L (3,0 meq/L) (Pu28) y el mínimo 6,3 mg/L (0,16 meq/L) (Pu43). El promedio, considerando todos los pozos, alcanzó a 18,6 mg/L, que se reduce a 11,0 mg/L, si se eliminan los pozos de la Planicie Costera.

En el mapa 30 se aprecian concentraciones entre 30 y 120 mg/L en la Planicie Costera, entre 10 y 25 mg/L en la Plata y de alrededor de 10 mg/L, en el resto de la Llanura Alta.

La norma de potabilidad de la Provincia de Buenos Aires, no establece límite para el potasio.

Flúor

Proviene de la disolución de minerales existentes en los piroclastos volcánicos que forman el Loess Pampeano y dentro de ellos, la obsidiana (vidrio volcánico) parece ser la mayor fuente de provisión de F al agua subterránea.

Tiene una acción dual respecto a la salud humana, pues hasta cierta concentración es beneficioso para la formación dentaria y ósea, pero se hace perjudicial para ambas, cuando los contenidos en el agua son elevados.

La norma de potabilidad vigente le fija un límite de 1,5 mg/L y lo incluye dentro de las sustancias que afectan directamente a la salud (tabla 5).

El máximo contenido de flúor corresponde al pozo Pu2 (1,04 mg/L), el mínimo al Pu5 (0,07 mg/L), con un promedio de 0,61 y una desviación estandar de 0,21. Los valores más bajos se dan en la Planicie Costera con menos de 0,3 mg/L, en La Plata se registran concentraciones entre 0,3 y 0,9 mg/L, mientras que en el resto de la Llanura Alta, predominan contenidos entre 0,5 y 1 mg/L (mapa 31). La disminución en el contenido en F es función del aumento en la dureza, particularmente cuando esta deriva del Ca.

Por lo expresado, el Acuífero Puelche no presenta restricciones para el consumo humano en relación al contenido en flúor.

Arsénico

Generalmente se presenta en forma aniónica, pese a que con frecuencia se lo incluye dentro de la familia de los metales pesados.

Suele aparecer asociado al flúor, pues proviene de los mismos piroclastos volcánicos del Loess Pampeano. Por ello las concentraciones de As son más altas en el Acuífero Pampeano que en el Puelche, al que llega por filtración vertical descendente a través del acuitardo.

Contenidos elevados de arsénico en el agua de ingesta, causan cáncer de piel y del sistema digestivo. El límite de potabilidad vigente en la Provincia de Buenos Aires es 0,05 mg/L (tabla 5).

Los contenidos más frecuentes están por debajo de 0,02 mg/L, con un máximo de 0,037 mg/L (Pu26), por lo que ningún pozo supera el umbral de potabilidad.

De lo expuesto se desprende que el Acuífero Puelche no presenta limitación de potabilidad en relación al arsénico.

En el mapa 32 se aprecia que las variaciones en los tenores de arsénico, son coincidentes en líneas generales con las del flúor.

12.9.2. Acuífero Pampeano

Las 25 muestras tomadas en la Llanura Alta promediaron un contenido en sólidos disueltos totales (SDT) de 609 mg/L, valor algo más alto que el registrado en el Acuífero Puelche (585 mg/L). Tal como sucede con el Puelche, el agua del Pampeano en la Llanura Alta es bicarbonatada sódica, pero el porcentaje en CO₃H desciende a 75, respecto al 80% que registra el Puelche. El Na también disminuye su participación con el 56% del total de cationes, respecto al 77% del Puelche. Los alcalinos térreos son los que tienen un mayor crecimiento; el Ca aumenta del 11% en el Puelche a 24% en el Pampeano y el Mg del 9 al 16%. Estos cambios en los contenidos catiónicos son producto del intercambio de bases que se produce en el agua del Pampeano, cuando atraviesa el acuitardo que lo separa del Puelche. Por este proceso el Ca y el Mg del agua del Pampeano son retenidos por la estructura cristalina de la arcilla que forma el acuitardo, y el Na, que es uno de los elementos que la compone, es incorporado a la solución generando un ablandamiento natural en el agua del Puelche.

En las figuras 21 a 26 se indican los resultados de los análisis químicos mediante la representación gráfica de las muestras.

En la **Planicie Costera** la salinidad total promedia 1.383 mg/L; o sea un contenido salino mucho menor que el del Puelche (12.517 mg/L). El agua es bicarbonatada – clorurada – sódica, con porcentajes medios del 46, 39 y 66% respectivamente.

En las 27 y 28 se representa gráficamente la composición química del agua subterránea de la Planicie Costera, mediante los diagramas de Schoeller y Piper.

pH

Varía entre 7,2 (Pa7) y 9,0 (Pa33), con una media de 7,8 y un desvío estandar de 0,4. Los extremos son algo menor y mayor que los registrados en el Puelche, pero el promedio es prácticamente igual.

En el mapa 33 se indica la distribución del pH, apreciándose algunos valores mayores a 8, tanto en la Llanura Alta como en la Planicie Costera.

La norma de potabilidad vigente en la Provincia de Buenos Aires le fija un rango de 6,5 a 8,5, con el que cumplen 30 de los 32 pozos muestreados.

Nitratos

Los extremos de NO₃ registrados en las muestras de agua analizadas fueron 202 (Pa37) y 1,0 mg/L (Pa33), con un promedio de 43 mg/L.

En el mapa 34 se aprecian varios altos con tenores mayores al límite de potabilidad adoptado en la norma de la Provincia de Buenos Aires (50 mg/L) (tabla 5). En el ámbito rural se presentan las concentraciones más altas, con valores superiores a 100 mg/L, pero aquí la contaminación es puntual y por ende afecta a un volumen escaso de agua subterránea.

Los tenores en NO₃ del Acuífero Pampeano son mayores que los del Puelche pues el primero está más expuesto a la contaminación doméstica (pozos sépticos) y agrícola (fertilizantes).

Conductividad eléctrica

Los extremos registrados fueron 3.730 umho/cm a 25°C (Pa29) y 483 umho/cm (Pa36), con una media de 1.099, si se consideran todos los pozos y de 873 umho/cm, si se descartan los de la Planicie Costera (Pa6, Pa11, Pa12, Pa22, Pa28, Pa29 y Pa30). En el mapa 35 se aprecia un incremento en la CE de las muestras del Pampeano en la Planicie Costera, aunque mucho menos acentuado que en el Acuífero Puelche,

El incremento en la salinidad que se produce en la Planicie Costera, se debió al aporte de agua salada, derivada de las intrusiones marinas ocurridas en el Holoceno, por cambios en el nivel de base, como consecuencia de la alternancia de ciclos glaciales e interglaciales.

Residuo salino

Los contenidos extremos registrados en los pozos muestreados fueron 2.678 mg/L (Pa29) y 241 mg/L (Pa33), con un promedio de 778, que baja a 609 mg/L, si se descartan los pozos de la Planicie Costera. En esta los valores de RS van de 1.000 a 2.700 mg/L, mientras que en la Llanura Alta, los sólidos disueltos totales varían entre 250 y 1.000 mg/L (mapa 36).

Bicarbonatos

Las concentraciones extremas fueron 873 (Pa12) y 240 mg/L (Pa7), el promedio general 515 mg/L y el que deriva de considerar únicamente los pozos de la Llanura Alta 491 mg/L.

En el mapa 37 se aprecia una distribución bastante uniforme de la alcalinidad, con valores dominantes entre 400 y 600 mg/L de CO₃H, que no se incrementan en la Planicie Costera.

Cloruros

El tenor máximo y el promedio de Cl registrados en el Acuífero Pampeano (852 y 103 mg/L), son notoriamente menores a sus equivalentes del Puelche (9.758 y 739 mg/L). Tal como sucede con los STD y la CE, los mayores contenidos de cloruros en el Acuífero Pampeano, se dan en la Planicie Costera (mapa 38).

Sulfatos

Las concentraciones extremas para SO₄ fueron 346 mg/L (Pa29) y 9,6 mg/L (Pa9, Pa10, Pa14, Pa15, Pa20, Pa24, Pa34 y Pa38); el promedio general 52 y descartando los pozos de la Planicie Costera 31 mg/L. En la Llanura Alta el Puelche (mapa 39) presenta un contenido medio en SO₄ del 45% menor que el Pampeano.

Sodio

Registró contenidos extremos de 543 mg/L (Pa29) y 13 mg/L (Pa9) y un promedio general de 169 mg/L.

En el mapa 40 se observa que los valores más altos de Na se dan en la Planicie Costera. Como sucede con los cloruros, los contenidos de Na en el Acuífero Puelche son notoriamente más altos que los del Pampeano en la Planicie Costera. En la Llanura Alta sigue predominando el Na en el Puelche, pero aquí la diferencia es menor.

Calcio

El Ca brindó concentraciones extremas de 180 mg/L (Pa29) y 2,8 mg/L (Pa12), con un promedio general de 56 mg/L, que desciende a 49 mg/L, si se descartan los pozos de la Planicie Costera.

En la Llanura Alta el contenido promedio de Ca en el Pampeano (49 mg/L) duplica al del Puelche (24 mg/L).

En el mapa 41 se indican las concentraciones de Ca en el ámbito estudiado.

Magnesio

Al igual que el Na y el Ca, las mayores concentraciones de Mg se dan en la Planicie Costera (mapa 42). Los extremos detectados fueron 79 mg/L (Pa29) y 2,3 mg/L (Pa22), con un promedio general de 22 mg/L.

En la Llanura Alta el promedio de Mg en el Pampeano (19 mg/L) también supera al del Puelche (12 mg/L)

Potasio

Se presenta en concentraciones extremas de 30 mg/L (Pa11) y 7 mg/L (Pa36), lo que indica una uniformidad mucho más marcada que el resto de los cationes descriptos. El promedio general es 16 mg/L, que surge de considerar sólo los pozos de la Llanura Alta 15 mg/L. El contenido de K es similar en ambos acuíferos.

Flúor

Presenta un máximo de 3,6 mg/L (Pa12) y un mínimo de 0,2 (Pa7 y Pa9), con un promedio general de 0,6 mg/L. Sólo 2 muestras superan el límite de potabilidad establecido por la norma de la Provincia de Buenos Aires (Pa12 y Pa6) (tabla 5), mientras que una tiene el mismo valor (1,5 mg/L) (Pa36). Los contenidos medios de F son prácticamente iguales en los 2 acuíferos.

Arsénico

Ninguna muestra supera el límite de potabilidad (0,05 mg/L) (tabla 5). El máximo 0,041 mg/L se registró en el pozo (Pa19), mientras que el mínimo correspondió al Pa25 con 0,0045 mg/L.

14.9.3. Acuíferos Pampeano y Puelche

Los pozos que se emplean para regar (mapa 14) captan ambos acuíferos, debido a que carecen de cañerías de aislación. Dado que todos se ubican en la Llanura Alta, la composición química de sus muestras, refleja la mezcla en proporciones variables de

los dos acuíferos, de acuerdo a las propiedades hidráulicas de los mismos (productividad) y de los pozos (terminación y rendimiento).

Las figuras 29 y 30 constituyen la representación gráfica de los 12 pozos muestreados y en los mapas 46 a 58, se indica la distribución areal de los contenidos químicos determinados.

En términos generales se puede decir, respecto a los contenidos aniónicos medios de los pozos que captan ambos acuíferos (PaPu) en la zona de riego que:

- Los nitratos son más altos en los pozos (PaPu), siguen los que captan el Pampeano (Pa) y por último los del Puelche (Pu).
- Los bicarbonatos presentan valores muy similares en los 3 tipos de pozos.
- Los cloruros aumentan de los PaPu, a Pa y a Pu.
- Los sulfatos presentan sus menores concentraciones medias en los pozos Pu, luego PaPu y finalmente Pa.

Respecto a los cationes promedio:

- El contenido en Na de los pozos PaPu es el más bajo.
- En Ca y Mg los PaPu, siguen a los pozos del Pampeano.

13. Modelagem numérica de fluxo nos aquíferos Pampeano e Puelche

13.1. Modelagem matemática

O propósito do presente trabalho foi o de, mediante informações fornecidas pelo Professor Dr. Miguel Auge, produzir um modelo numérico computacional tridimensional de fluxo advectivo na zona saturada dos aquíferos que ocorrem na região, com a finalidade de auxiliar programas de proteção de poços.

Para determinar de que modo a água subterrânea circula na região de La Plata (mapa 1), foi produzido um modelo computacional tridimensional para a zona saturada dos aquíferos que lá ocorrem. O programa computacional empregado na modelação de fluxo foi o módulo Modflow do software Visual Modflow, produzido pela Waterloo Hydrogeologic, Inc., na sua versão 2.8.2. Este programa resolve a equação de água subterrânea através do método de diferenças finitas e sua eficiência é plenamente reconhecida. Todavia este software não é capaz de simular corretamente as interações entre água doce e salgada no interior do aquífero, uma vez que ele trabalha com apenas um único valor para a densidade da água. Desta forma o modelo que aqui se apresenta é válido para a água doce.

13.1.1. Modelo conceitual

As informações listadas nos documentos fornecidos pelo Professor Auge permitiram estabelecer as seguintes hipóteses para a área:

Não existem medidas de carga hidráulica que cubram tanto a estação mais chuvosa quanto a seca. Tal fato redundou na produção de um modelo em regime estacionário de cargas hidráulicas.

Não existem feições que possam ser empregadas como condições de contorno, com exceção do Río de la Plata, localizado na porção norte da área. Não há, nos

demais limites, condições naturais que restrinjam o fluxo de água subterrânea. Devido à enorme dimensão do Río de la Plata, supôs-se que ele seria capaz de orientar o fluxo de água subterrânea predominantemente em sua direção. Desta forma, empregou-se condição de contorno de fluxo nulo nas fronteiras oeste e leste. À fronteira sul foram associadas as cargas medidas nos poços que monitoram os aquíferos em questão. Muito embora a zona de descarga de água superficial seja o Río de la Plata, a água subterrânea não converge diretamente para este rio. Acredita-se que a água doce quando se movimenta em direção ao Río de la Plata seja obrigada pela cunha de água salgada, mais densa, a ascender, aflorando em uma faixa de aproximadamente um quilômetro de largura ao NE do “Escalón”, correndo então superficialmente até o Río de la Plata. Uma vez que o modelo simula apenas a água subterrânea, esta faixa foi considerada como área de descarga do fluxo subterrâneo. Esta área de descarga foi representada no modelo através de um dreno de alto valor de condutância. Tais considerações resultaram na área modelada apresentada na figura 31.

Em termos da dimensão vertical do modelo, a fronteira superior adotada foi a própria superfície topográfica medida na área (figura 32). Segundo sondagens realizadas na região, o Aquífero Puelche se estende ao menos até a cota -75 m, cota essa usada como base do modelo. A cunha salina foi considerada fixa no espaço, e sua geometria foi aproximada segundo apresentado na figura 33, supondo-se que a interface entre água doce e salgado seja fixa e impermeável para o fluxo de água doce.

A variabilidade litológica observada na área, através dos dados de perfuração de poços de monitoramento e de sondagens foi representada numericamente através de cinco diferentes zonas de condutividade hidráulica distintas (figura 34). As condutividades K1, K2 e K3 representam o Aquífero Pampeano, a condutividade K4 o aquífero e as condutividades K5, K6 e K7 o Aquífero Puelche.

A única feição de água superficial importante para o fluxo de água subterrânea, além da própria zona de descarga, é o Arroyo El Pescado. Tal córrego foi introduzido no modelo como um dreno, já que pela sua pequena vazão e profundidade não é provável que ceda água para o aquífero.

A área em questão pode ser dividida em 5 regiões de recarga diferenciada (figura 35). Na região R1 a recarga é devida à fuga de água na rede de abastecimento da cidade de La Plata. A região R2 é onde se localizam as zonas de cultivo da área, zonas essas irrigadas através de sulcos no solo. As regiões R3 e R4 é a chamada região de banhado, onde a água subterrânea aflora, coincidindo com a zona de descarga. A região R5 é a área onde não existem características especiais que influenciem a recarga, que ocorre somente pela infiltração das chuvas.

13.1.2. Discretização espacial e condições de contorno

Para o processamento do programa computacional dividiu-se a área modelada em uma grade de aproximadamente 100 colunas por 60 linhas. Verticalmente as camadas litológicas modelada foram dividida em 12 camadas matemáticas. Esta divisão resultou em mais de 70.000 células com dimensões aproximadas de 400 x 400 x 8 metros, permitindo boa resolução e resultados confiáveis.

As condições de contorno adotadas foram as que condiziam com o modelo conceitual anteriormente descrito.

13.1.3. Parâmetros hidrogeológicos

Coeficiente de armazenamento e porosidade efetiva

O valor do coeficiente de armazenamento não é necessário na modelação, uma vez que o modelo é estacionário. As porosidades efetivas associadas ao modelo foram as descritas na tabela 15.

Tabla 15

Descrição dos valores de porosidade efetiva adotados

Litologia	Porosidade Efetiva
Pampeano	0,08
Puelche	0,30
Aqüítarde	0,05

13.1.4. Dren

O Arroyo El Pescado foi introduzido no modelo como dreno. O valor de condutância associado a ele foi calculado em 100 m²/dia, tendo em vista a condutividade da litologia que atravessa, sua largura e profundidade e também o tamanho das células da modelagem numérica. A condutância do dreno que representa a zona de descarga foi estabelecida em 500 m²/dia.

13.1.5. Poços de bombeamento e de monitoramento

Existem dados cadastrados de 50 poços de bombeamento na região de La Plata, dos quais 26 encontram-se em zonas rurais. Foram inseridos no modelo todos os poços de bombeamento e monitoramento encontrados na área, com as informações de posição, profundidade, profundidade dos filtros e cargas hidráulicas medidas. Todavia sabe-se que existem, apenas nas zonas rurais, mais de 2.400 poços de bombeamento, que explotavam aproximadamente 192.000 m³/dia em 1995. Para representar esta exploração foram inseridos no modelo mais 80 poços e as vazões de todos os poços foram alteradas de forma que a exploração no modelo coincidissem com a real, qual seja:

Total de exploração: 329.000 m³/dia.

Exploração na zona rural: 192.000 m³/dia (70% proveniente do Aqüífero Puelche e 30% do Aqüífero Pampeano).

Exploração na zona urbana: 137.000 m³/dia (apenas Aqüífero Puelche).

13.1.6. Processamento do modelo

Parâmetros de processamento

O método numérico para resolver o sistema de equações lineares gerado pela discretização espacial da equação de água subterrânea na área foi o WHS (Waterloo Hydrogeologic Solver), um dos quatro métodos existentes no programa Visual Modflow. Os parâmetros empregados foram os fornecidos pelo fabricante.

Análise da qualidade do modelo

A qualidade numérica dos resultados obtidos nesta modelagem é atestada pelas seguintes características:

Convergência. O método WHS convergiu em menos de 90 iterações em todos os ensaios processados, o que atesta a estabilidade do modelo e a conseqüente confiabilidade dos resultados.

Balanço de Massa. A diferença entre as massas de água que entram e saem da área através de seu contorno, calculadas pelo modelo, foi de 0,0000001% o que indica que a grade de elementos gerada é plenamente satisfatória para a resolução numérica da equação de fluxo de água subterrânea na área.

13.1.7. Calibração

Durante o procedimento de calibração as condutividades hidráulicas e as recargas foram variadas com o objetivo de criar um modelo que resultasse em uma menor diferença entre cargas calculadas e medidas, respeitando-se entretanto o que é considerado razoável para cada uma das condutividades e recargas. Para todas as condutividades presumiu-se a existência de anisotropia vertical, todavia a calibração confirmou a necessidade de anisotropia para ajustar o modelo apenas para as condutividades K2, K4 e K6. Os valores de condutividade hidráulica e de recarga que levaram à menor diferença entre cargas calculadas e observadas encontram-se na tabela 16, e o erro quadrático médio normalizado desta diferença foi de 8,66%, com erro absoluto médio de $1,4 \pm 0,4$ m, estando portanto o modelo calibrado e apto para a realização de previsões. A figura 36 mostra graficamente a relação entre cargas calculadas pelo modelo calibrado e as observadas em campo.

Tabla 16

Parâmetros calibrados do modelo

Parâmetro	Valor
K1*	$8,5 \cdot 10^{-5}$ m/s
K2 horizontal	$4,0 \cdot 10^{-5}$ m/s
K2 vertical	$1,0 \cdot 10^{-6}$ m/s
K3*	$2,0 \cdot 10^{-5}$ m/s
K4 horizontal	$2,0 \cdot 10^{-8}$ m/s
K4 vertical	$1,4 \cdot 10^{-8}$ m/s
K5*	$7,0 \cdot 10^{-4}$ m/s
K6 horizontal	$1,9 \cdot 10^{-4}$ m/s
K6 vertical	$1,0 \cdot 10^{-5}$ m/s
K7*	$2,3 \cdot 10^{-4}$ m/s
R1	320 mm/ano
R2	248 mm/ano
R3	0 mm/ano
R4	56 mm/ano
R5	133 mm/ano

- condutividades onde não foi constatada a necessidade de anisotropia

•

13.1.8. Resultados

Padrão potenciométrico, balanço de massa e tempo de trânsito

A distribuição de carga hidráulicas para os aquíferos Pampeano e Puelche estão apresentadas nas figuras 37 e 38 e a figura 39 apresenta um perfil desta distribuição de cargas. Observa-se o acentuado cone de depressão de La Plata, com níveis de água alcançando a cota menor de 0 metro (profundidade em torno de 20 m). Muito embora este cone se apresente apenas no Aquífero Pampeano, no Aquífero Puelche o intenso bombeamento leva a existência de um mínimo de carga hidráulica bastante pronunciado, chegando a -9 m. Observa-se também que existe uma grande interação entre os aquíferos Pampeano e Puelche, evidenciada pelas formas das isolinhas na figura 39. A quantidade de água cedida pelo Pampeano ao Puelche calculada pelo modelo é de 250.375 m³/dia, mais de 90% do total de água explotado do Puelche. O balanço de massa apresentado na tabela 17 também evidencia a predominância do fluxo vertical na região, pois a quantidade de água cedida pela recarga é aproximadamente 97% do total explotado dos dois aquíferos.

A análise de trajetória de partículas inseridas no nível d'água no cone de depressão de La Plata mostra que, devido à verticalização do fluxo, a zona de contribuição para os poços da zona urbana limita-se à própria zona urbana. Além disso, verifica-se que o tempo de trânsito da água, desde que entra no sistema como recarga, até ser captada por algum poço da zona urbana é aproximadamente 20 anos.

13.1.9. Transporte de contaminantes entre os aquíferos

A verticalidade do fluxo e a grande comunicação entre os dois aquíferos sugere que o Puelche deva ser bastante vulnerável a eventuais contaminações que possam atingir o Pampeano. Para testar esta hipótese foram simulados através do modelo dois cenários de contaminação. Em ambos foi inserida na profundidade do nível d'água uma fonte fictícia de contaminação (F), na posição determinada na figura 40 e em ambos os casos adotou-se uma dispersividade longitudinal de 40 m, dispersividade transversal horizontal de 4 metros, e dispersividade transversal vertical de 0,4 m. Também nos dois cenários supôs-se um transporte de contaminação onde não ocorresse degradação nem adsorção do contaminante. No cenário I a fonte F permanece com uma concentração constante e igual a 1.000 mg/L, enquanto no cenário II esta fonte apresenta apenas um pulso instantâneo de intensidade 1.000 mg/L, deixando de existir imediatamente depois. As figuras 41 e 42 mostram a pluma de contaminação em perfil vertical para 10.000 dias após o início da atividade de F para cada cenário. Verifica-se que em ambos os cenários a contaminação atinge o aquífero inferior, confirmando sua vulnerabilidade.

Tabla 17

Balanço de massa gerado pelo modelo (a diferença entre o total de entrada e saída se deve à precisão matemática do modelo)

	ENTRADA (m ³ /dia)	SAÍDA (m ³ /dia)
--	---	---------------------------------------

Fronteira de h conhecida	40.831	5.442
Recarga	319.642	0
Poços	0	329.840
A° El Pescado e zona de descarga	0	25.190
Total	360.473	360.472

14. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- ◆ La realización de una investigación hidrogeológica a escala 1:250.000, en un ámbito de 105.000 hectáreas, donde la ciudad de La Plata se ubica aproximadamente en su centro, permitió desarrollar la primera fase de dos metodologías para establecer la vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado a la contaminación con NO₃, provenientes del libre sobrepuesto.
- ◆ En el caso estudiado, los acuíferos involucrados son el Pampeano (libre) y el Puelche (semiconfinado). Este último, que es uno de los más importantes de Argentina, se emplea para abastecer el 60% de la demanda de agua potable de La Plata y localidades vecinas. Otro volumen importante se capta para regar.
- ◆ La contaminación que afecta al Puelche proviene del Pampeano y se produce por flujo vertical descendente, a través del acuitardo limo - arcilloso que los separa.
- ◆ El deterioro es significativo en el ámbito urbano de La Plata, donde la contaminación con NO₃, supera la norma de potabilidad y afecta a unos 300 hm³, que es algo más del 10% de la reserva de agua dulce del Puelche.
- ◆ Los sitios más afectados coinciden con las mayores diferencias de potenciales hidráulicos a favor del Pampeano.
- ◆ La aplicación de un modelo numérico a ambos acuíferos, en condiciones de flujo estacionario, culminó en una calibración apropiada para el posterior desarrollo de la faz de predicción. Los resultados más trascendentes obtenidos con el modelo son:
 - a) más del 90% del agua extraída del Acuífero Puelche (~250.000 m³/d) proviene del Pampeano, lo que confirma la fuerte comunicación hidráulica entre ambos acuíferos.
 - b) el tiempo de tránsito del agua desde que ingresa en los ámbitos de recarga, hasta ser captada por algún pozo urbano, es de aproximadamente 20 años.

Se recomienda:

- ◆ Continuar con los desarrollos metodológicos, a fin de sustentarlos en el empleo de modelos numéricos.
- ◆ Aplicar el modelo numérico para condiciones de flujo variable, con el objeto de reproducir con mayor representatividad el comportamiento hidrodinámico subterráneo.

17. BIBLIOGRAFÍA

- ARTAZA E. 1943 Saneamiento Urbano de la República Argentina. Provisión de agua y desagües urbanos. Univ. Nac. de La Plata (UNLP). C. 6:1-383. La Plata. Argentina.
- AUGE M. P. y M. A. HERNÁNDEZ 1984. Características geohidrológicas de un acuífero semiconfinado (Puelche) en la Llanura Bonaerense. Coloquio Intern. Hidrol. de Grandes Llanuras. Unesco. V III: 1019-1043. Buenos Aires - Paris.
- AUGE M. P. 1986. Hydrodynamic behavior of the Puelche Aquifer in Matanza River Basin. Groundwater. V 25, # 5: 636-642. Dublin, Ohio. EUA.
- AUGE M. P. 1990. Aptitud del agua subterránea en La Plata, Argentina. Semin. Latinoam. sobre Medio Ambiente y Desarrollo. Actas: 191-201. Buenos Aires.
- AUGE M. P. 1991. Sobreexplotación del Acuífero Puelche en La Plata, Argentina. IAH. XXIII Intern. Congress Proceed. T I, V I: 411-415. Islas Canarias. España.
- AUGE M. P. 1995. Similitudes hidrogeológicas entre los acuíferos Pampeano y Puelche en La Plata Argentina. II Seminario Hispano - Argentino de Hidrología Subterránea. Actas: 235-241. San Miguel de Tucumán. Argentina.
- AUGE M. P. y N. BUCICH 1996. Manejo del agua subterránea en La Plata. 4tas Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses. Actas. V 2: 229-237. La Plata.
- AUGE M. P. y M. I. NAGY 1996. Origen y evolución de los nitratos en el suelo y el agua subterránea de la Plata, Provincia de Buenos Aires, Argentina. 3er. Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Memorias: 1-12. San Luis Potosí. México
- AUGE M. P. 1997. Investigación Hidrogeológica de La Plata y Alrededores. Tesis Doctoral Universidad de Buenos Aires. 2 T: 1-171. Buenos Aires.
- AUGE M. P, M. A. HERNÁNDEZ y L. HERNÁNDEZ 2002. Actualización del conocimiento del Acuífero semiconfinado Puelche en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. XXXII IAH & VI ALHSUD Congress. Actas: 629-633. Mar del Plata. Argentina.
- AUGE M. P. 2003. Vulnerabilidad de acuíferos. Conceptos y métodos.
E-book: <http://tierra.rediris.es/hidrored/ebvulnerabilidad.html>
- AUGE M. P, R. HIRATA y F. LÓPEZ VERA 2003. Vulnerabilidad a la contaminación con nitratos del Acuífero Puelche en La Plata – Argentina. Inf. Científico 1^{er} año: 1-31. Inéd. Madrid.
- CAPPANNINI D. A. y V. R. MAURIÑO 1966. Suelos de la zona litoral estuárica comprendida entre las ciudades de Buenos Aires al norte y La Plata al sur. INTA: 1-45. Buenos Aires.
- CASTRO J. C, E. LEYES, O. TERUGGI y J. LOZANO 1988. Evaluación del sistema de provisión de agua a la ciudad de La Plata. AGOSBA. Inéd: 1-37. La Plata.
- CUSTODIO E. y M. R. LLAMAS Ed. 1976. Hidrología subterránea. 2 T: 1-2.290. Ed. Omega. Barcelona.
- FIGGINI A, M. LEVIN, J. M. SALA, M. A. HERNÁNDEZ y E. SALATI 1975. Genesis and mechanism of intrusion by brackish water in the littoral of the River Plate, Argentina. Intern. Sympos. on Brackish Water. Ben Gurion Univ. of he Negué. Beber Sheva. Israel.

- FOSTER, S; HIRATA, R; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. 2002. Protección de la calidad del agua subterránea. World Bank. 115 p. Washington.
- FOSTER, S. & HIRATA, R. 1988. Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. WHO-PAHO Technical Manual. Lima, Perú.
- GONZÁLEZ N, M. P. AUJE, M. A. HERNÁNDEZ y J. ROSELLI 1991. Investigación hidrológica de la cuenca de las Lagunas Encadenadas del Oeste. Provincia de Buenos Aires. T I - IV. Inéd. La Plata.
- GROEBER P. 1945. Las aguas surgentes y semisurgentes del norte de la Provincia de Buenos Aires. Rev. La Ingeniería. XLIX, # 6: 371-387. Buenos Aires.
- HEM J. 1959. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. WSP # 1473: 1-269. Washington.
- JIMÉNEZ PÉREZ M. C. y L. RASKOVSKY 1987. Contaminación del agua subterránea destinada al consumo de la población de La Plata. AGOSBA. Inéd: 1-50. La Plata.
- KNOCHÉ W. y V. BORZACOV 1947. Provincias climáticas de la Argentina. En Geografía de la República Argentina. (GAEA). T VI: 140-174. Buenos Aires.
- LOGAN W. S. 1993. Origin of the saline groundwater of the coastal plain of the Río de la Plata, La Plata, Argentina. Tesis doctoral. Univ. of Waterloo: 1-210. Waterloo. Canadá.
- LOZANO J, O. TERUGGI y A. L. DIZ 1985. Evaluación del estado actual del recurso hídrico subterráneo de la ciudad de La Plata en base a los antecedentes históricos acumulados en la Repartición. Adm. Gral. de Obras Sanitarias (AGOSBA). Inéd: 1-31. La Plata.
- SALA J. M, M. A. HERNÁNDEZ y E. KRUSE 1982. Groundwater regime for forecasting with inadequate data in Argentina. Proceed. Exeter Sympos. IAHS, Pub. # 136. RU.
- SCHOELLER H. 1959. Arid zone hydrology. Recent developments. UNESCO: 1-125. Paris.
- THORNTHWAITE C. W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. Rep. Geograph.Rev. V XXXVIII. Nº 1: 55-94.
- THORNTHWAITE C. W. y J. R. MATHER 1957. Instructions and tables for computing the potential evapotranspiration and the water balance. Climate Drexel Inst. of Techn. # 10: 185-311. EUA.

FIGURA 1

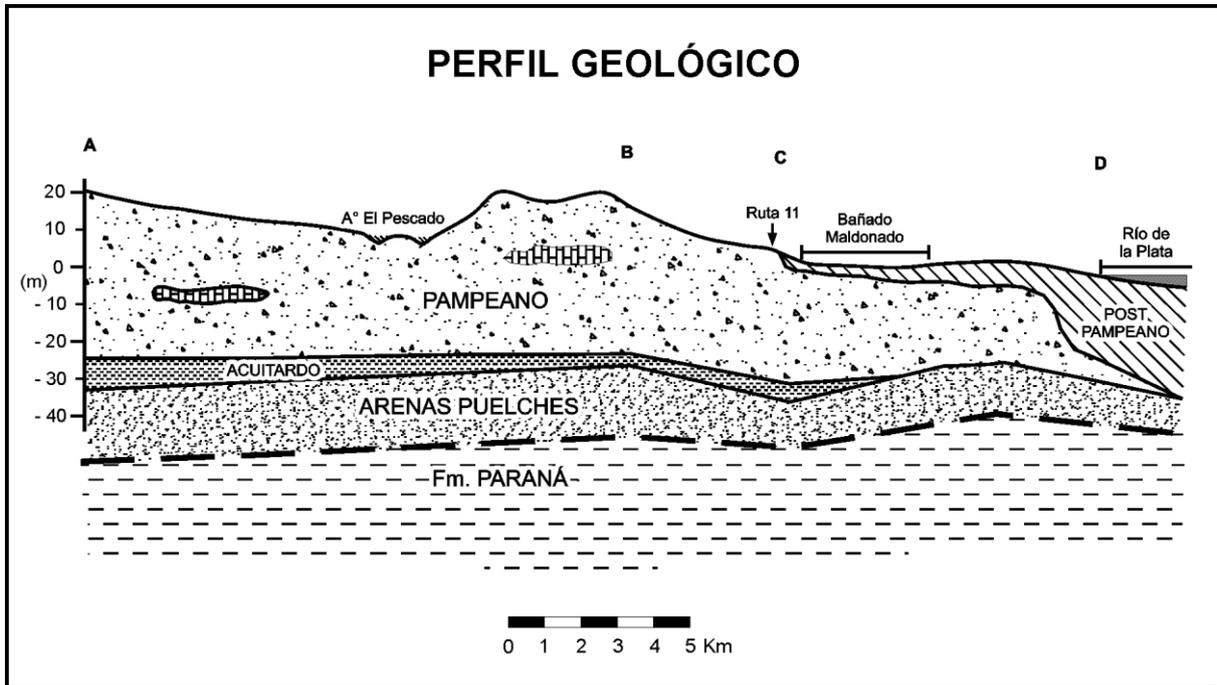


FIGURA 2

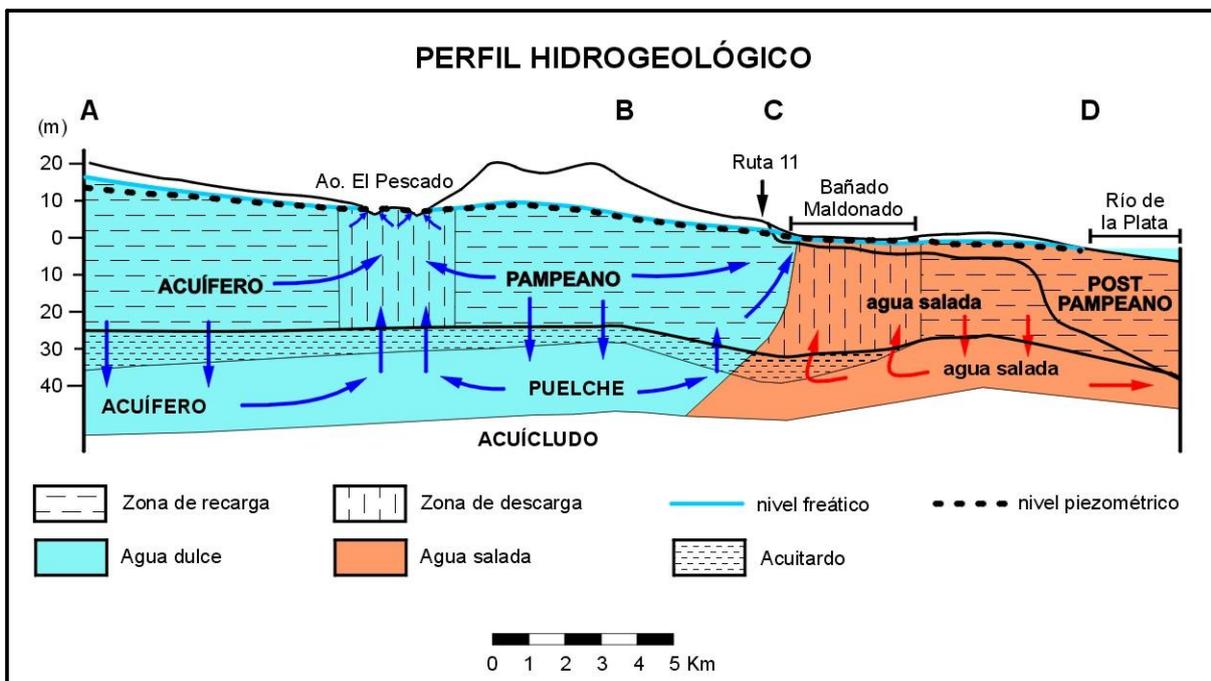


FIGURA 3

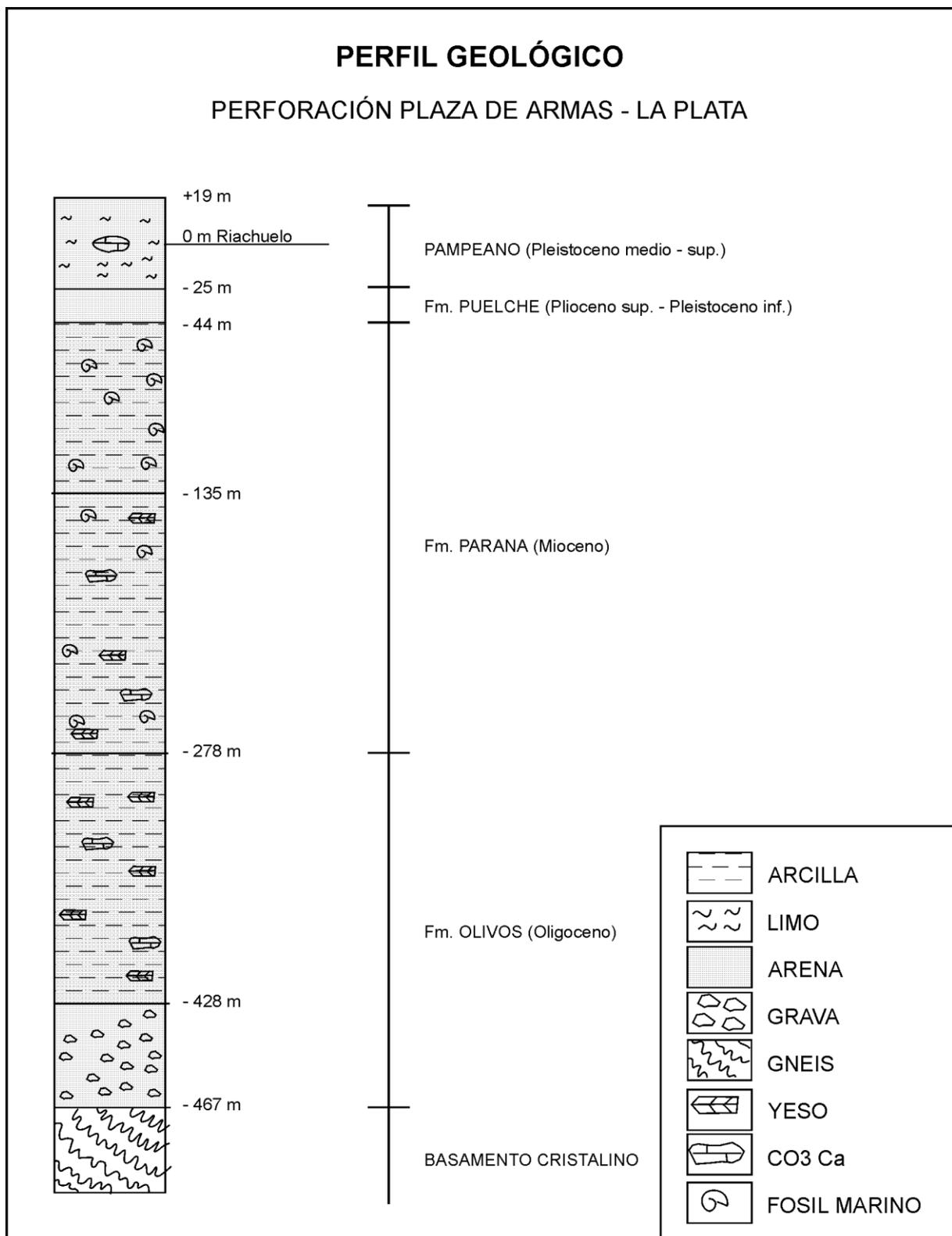


FIGURA 4

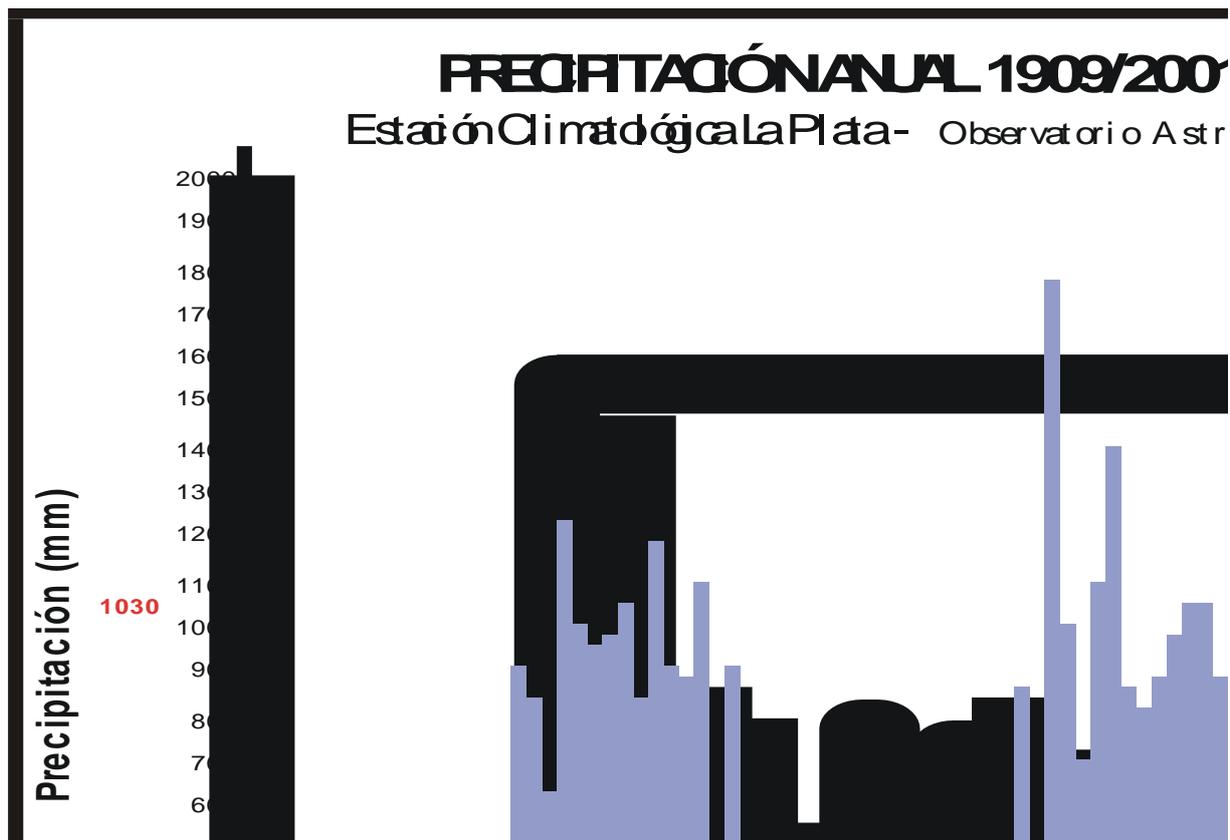


FIGURA 5

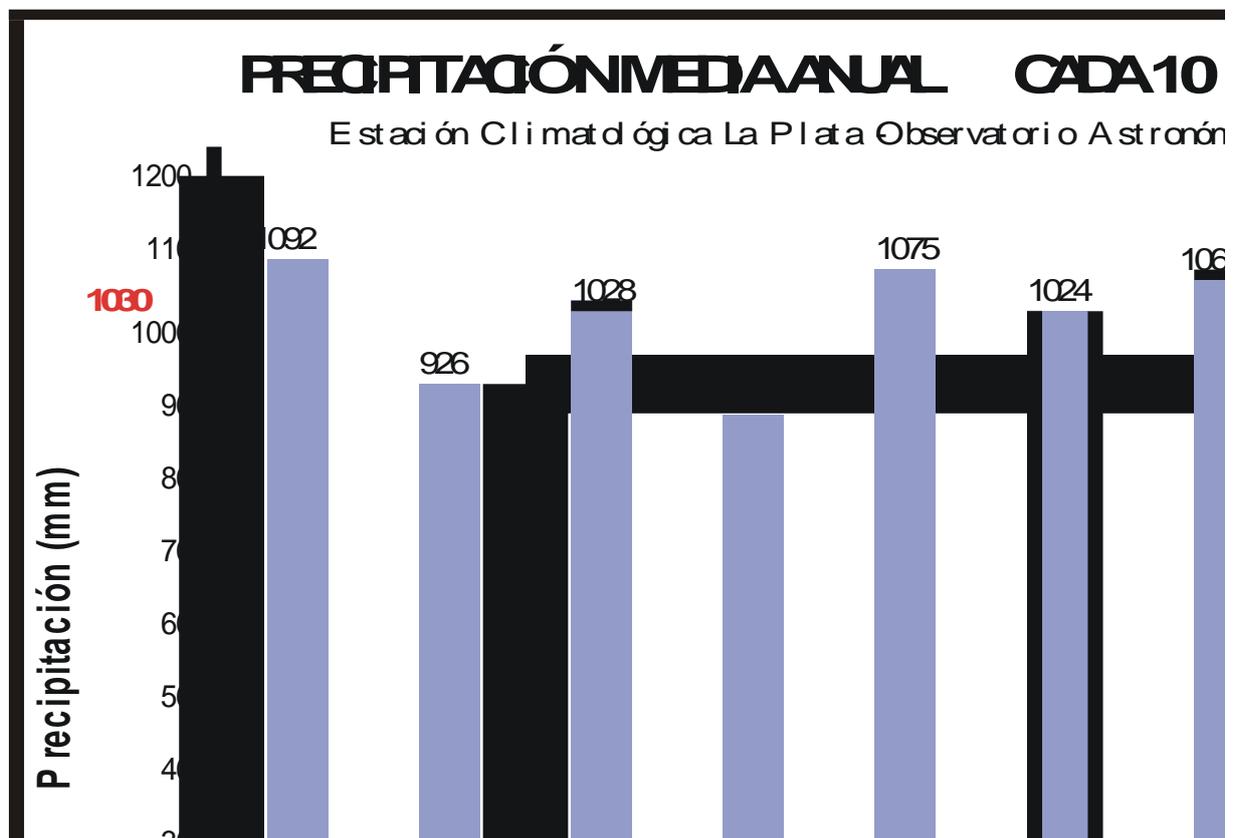


FIGURA 6

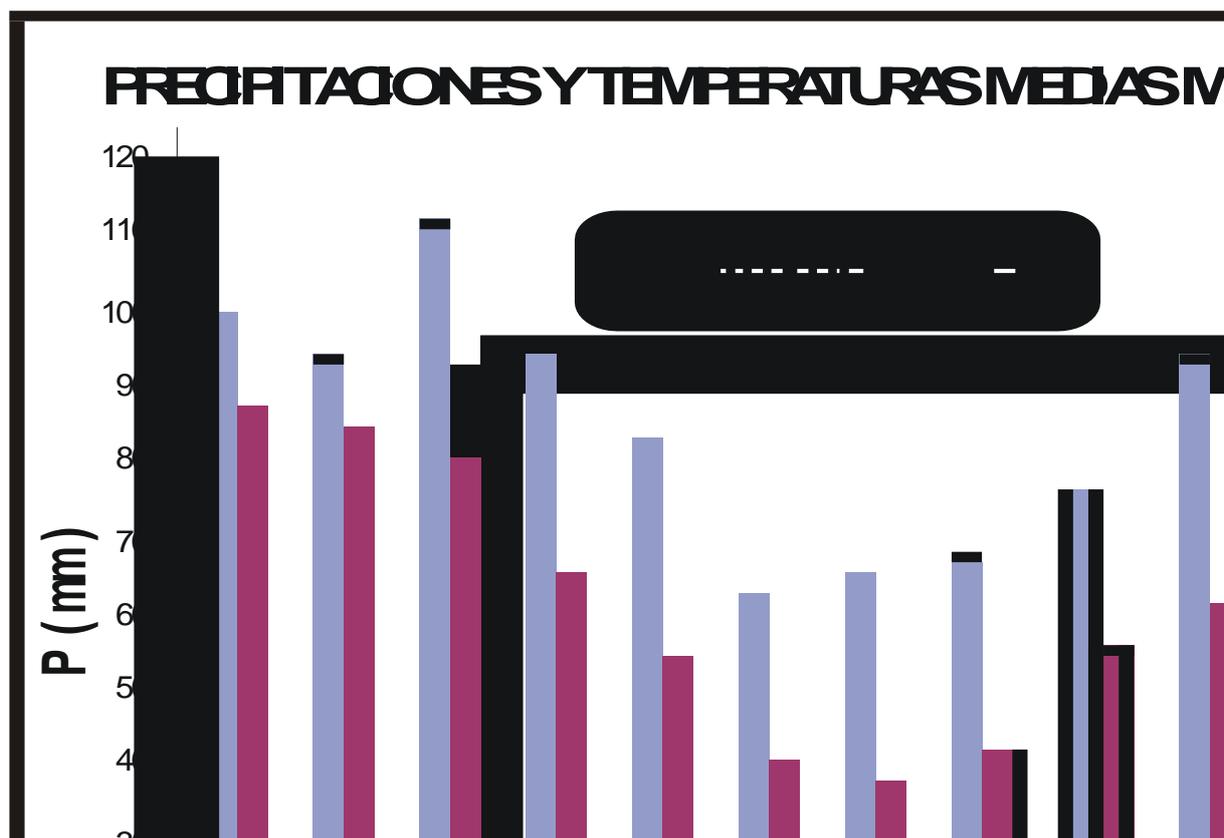


FIGURA 7

DIAGRAMA DE KNOX

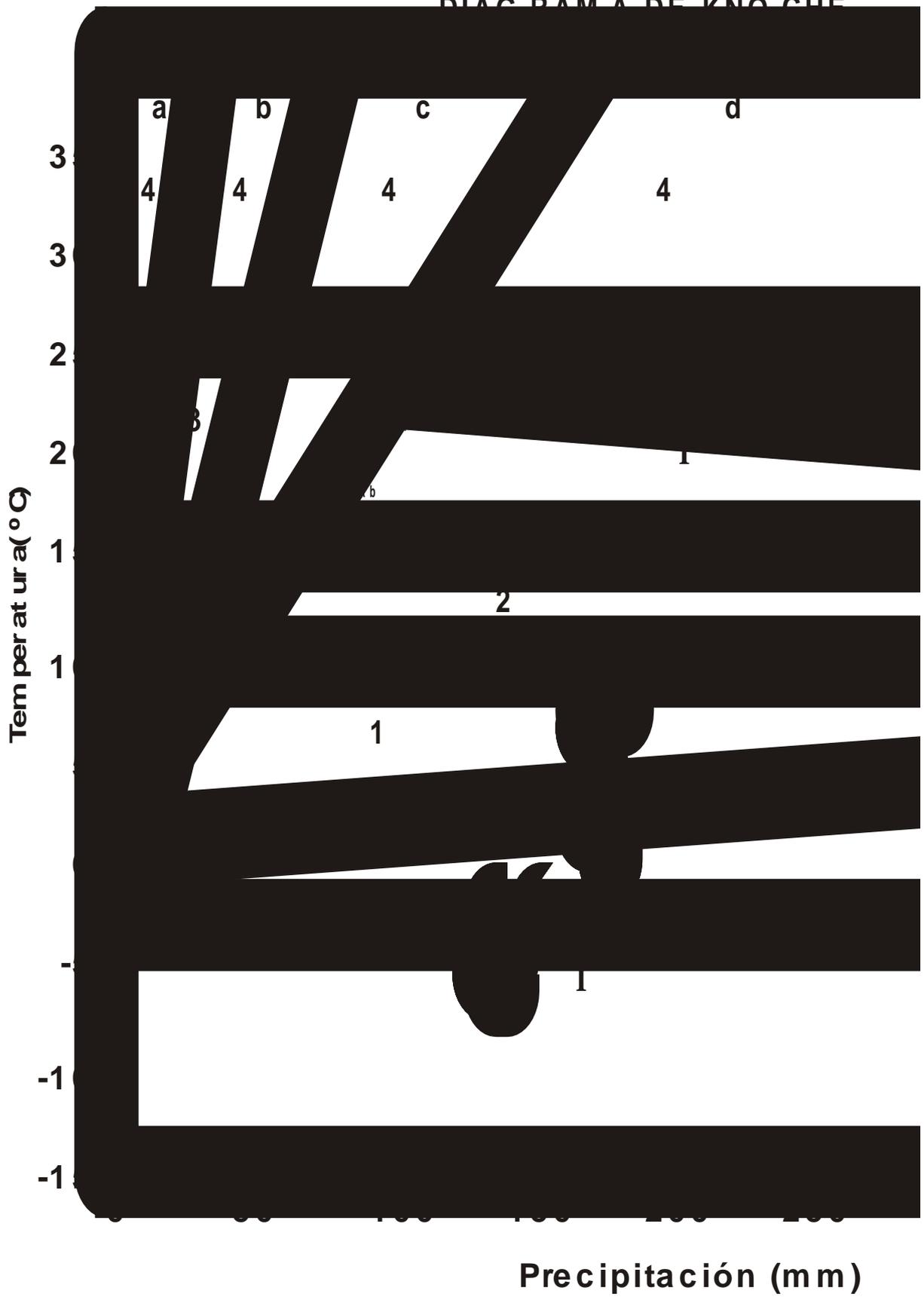


FIGURA 11

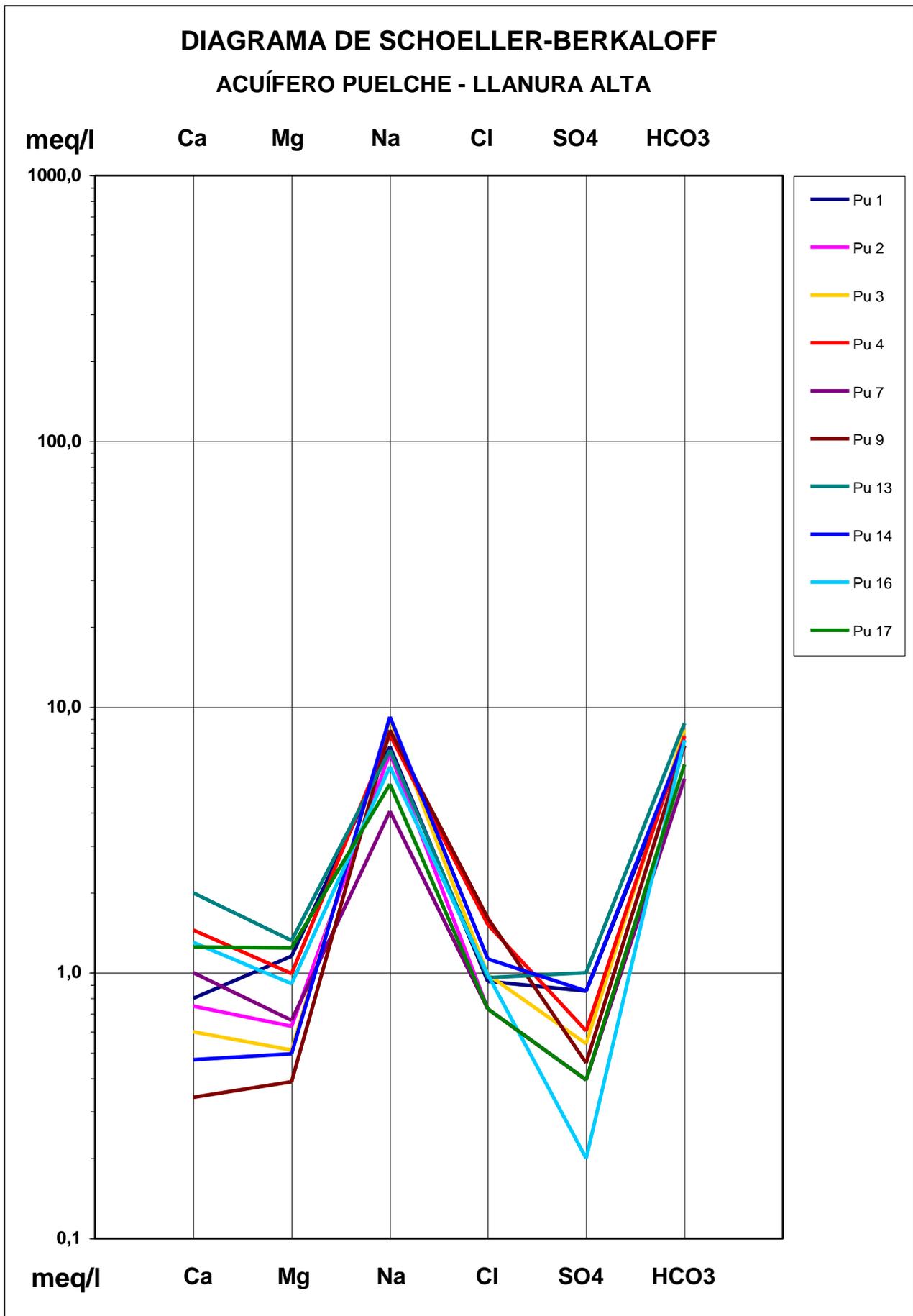


FIGURA 12

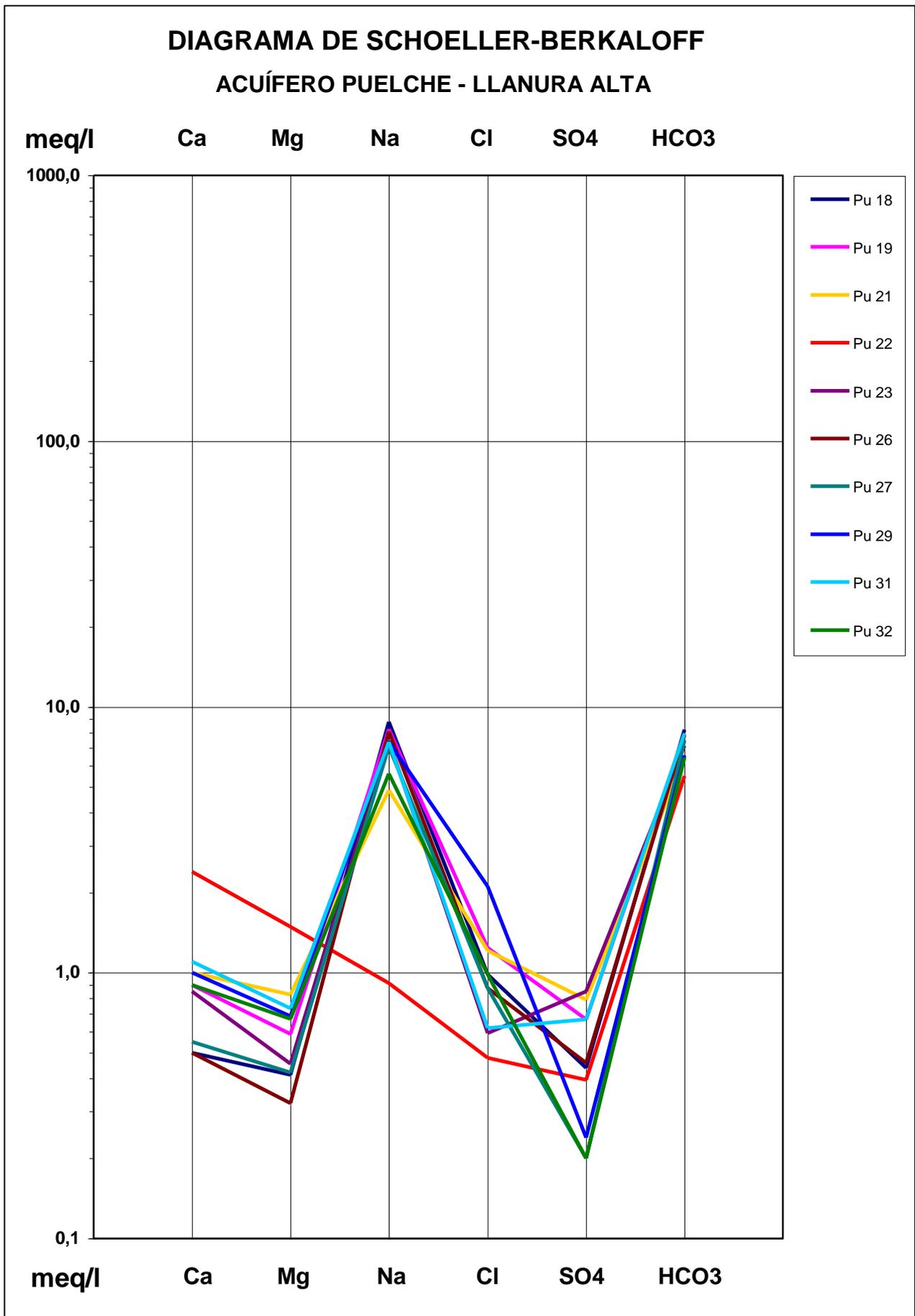


FIGURA 13

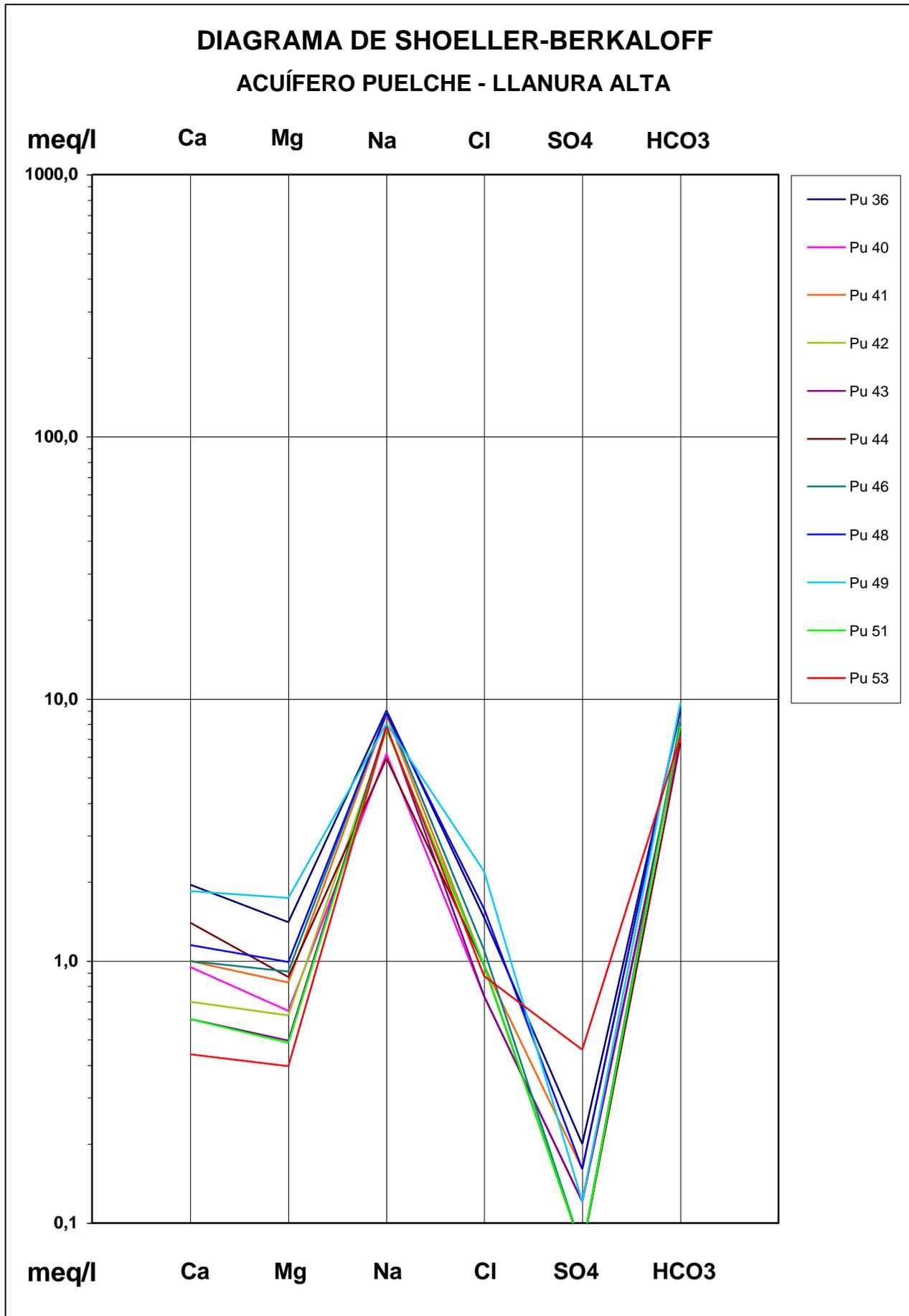
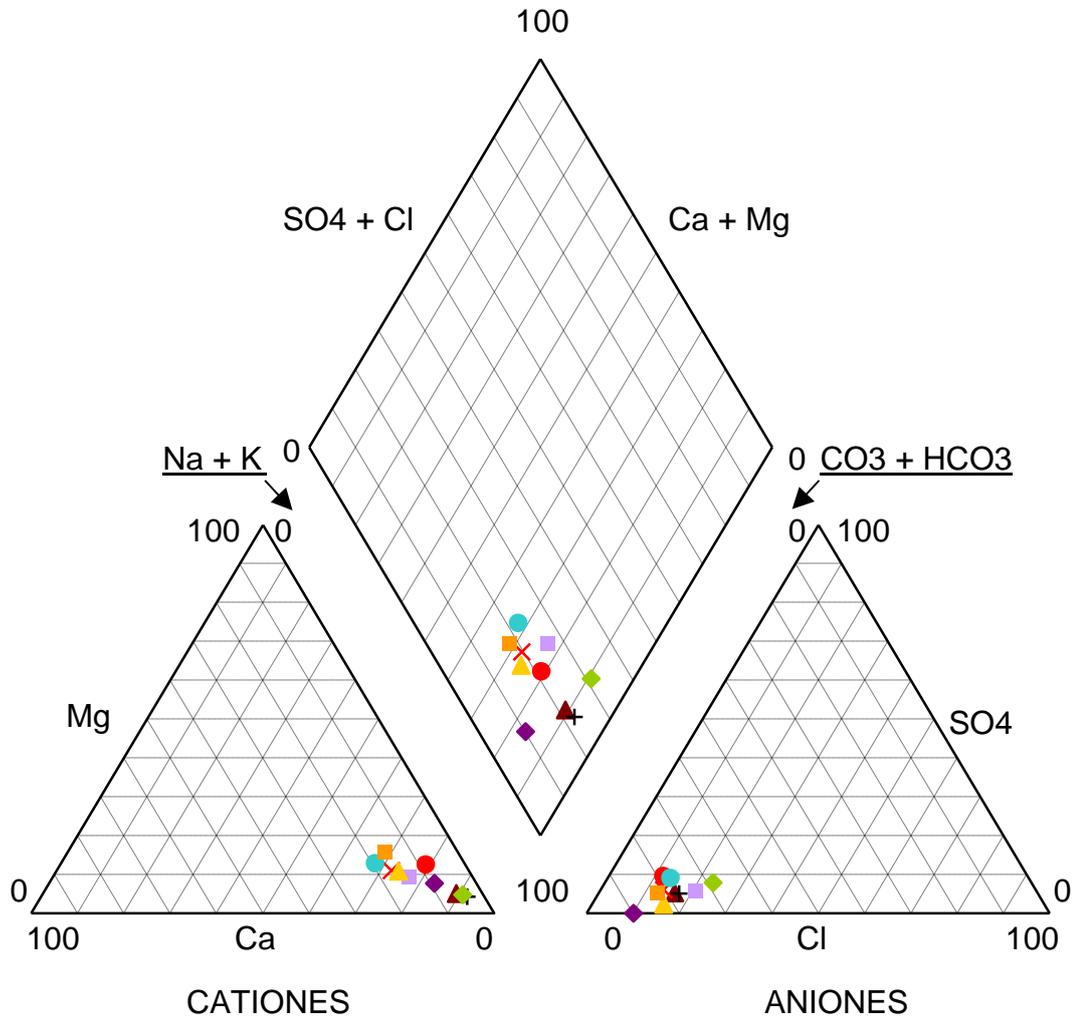
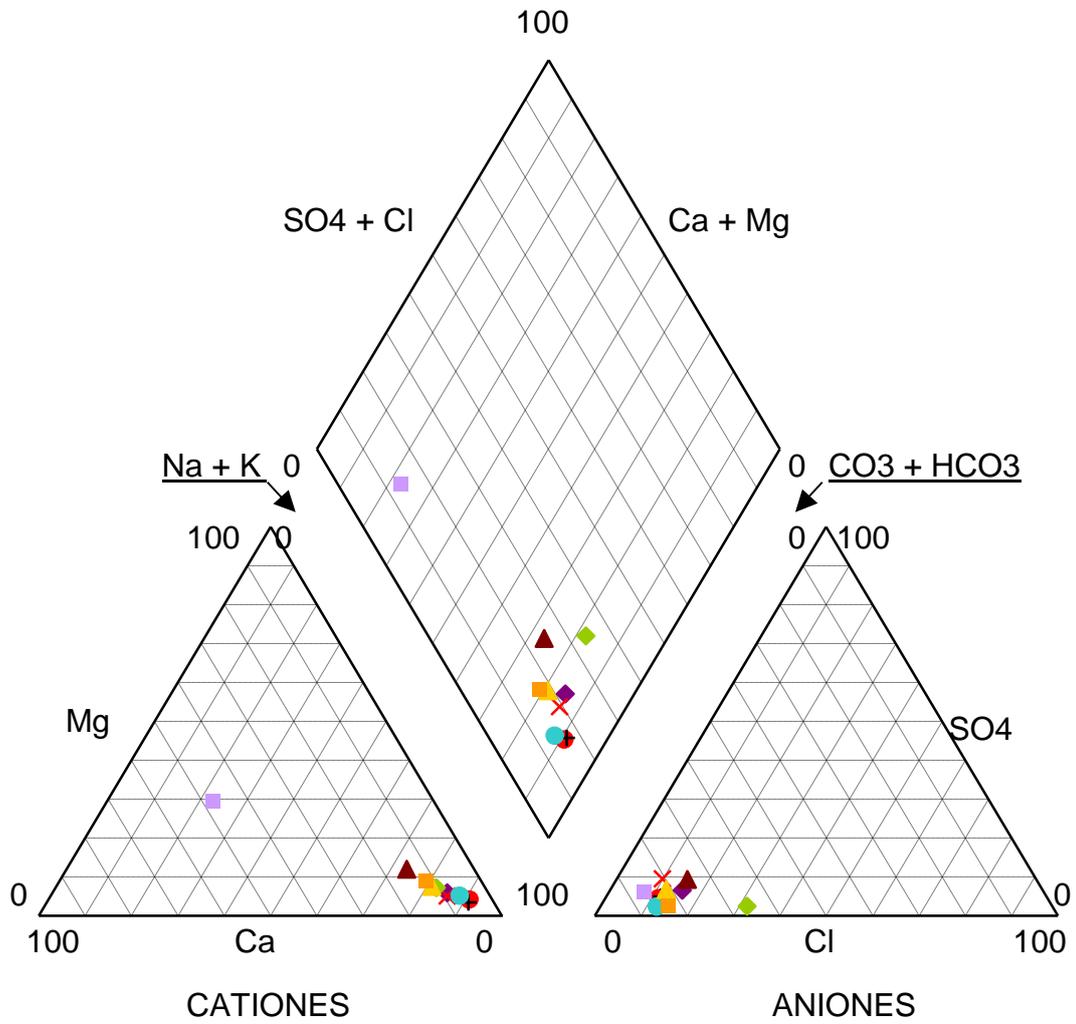


DIAGRAMA DE PIPER
ACUÍFERO PUELICHE - LLANURA ALTA



- Pu 1 ◆ Pu 2 ▲ Pu 3 ■ Pu 4 × Pu 7 + Pu 9 ● Pu 13 ◆ Pu 14 ▲ Pu 16 ■ Pu 17

DIAGRAMA DE PIPER
ACUÍFERO PUELICHE - LLANURA ALTA



- | | | | | | |
|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| ● Pu 18 | ◆ Pu 19 | ▲ Pu 21 | ■ Pu 22 | × Pu 23 | + Pu 26 |
| ● Pu 27 | ◆ Pu 29 | ▲ Pu 31 | ■ Pu 32 | | |

DIAGRAMA DE PIPER
ACUÍFERO PUELICHE - LLANURA ALTA

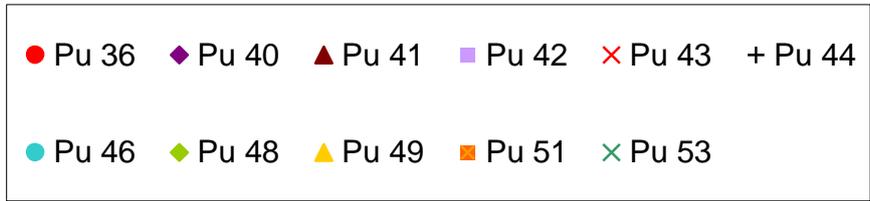
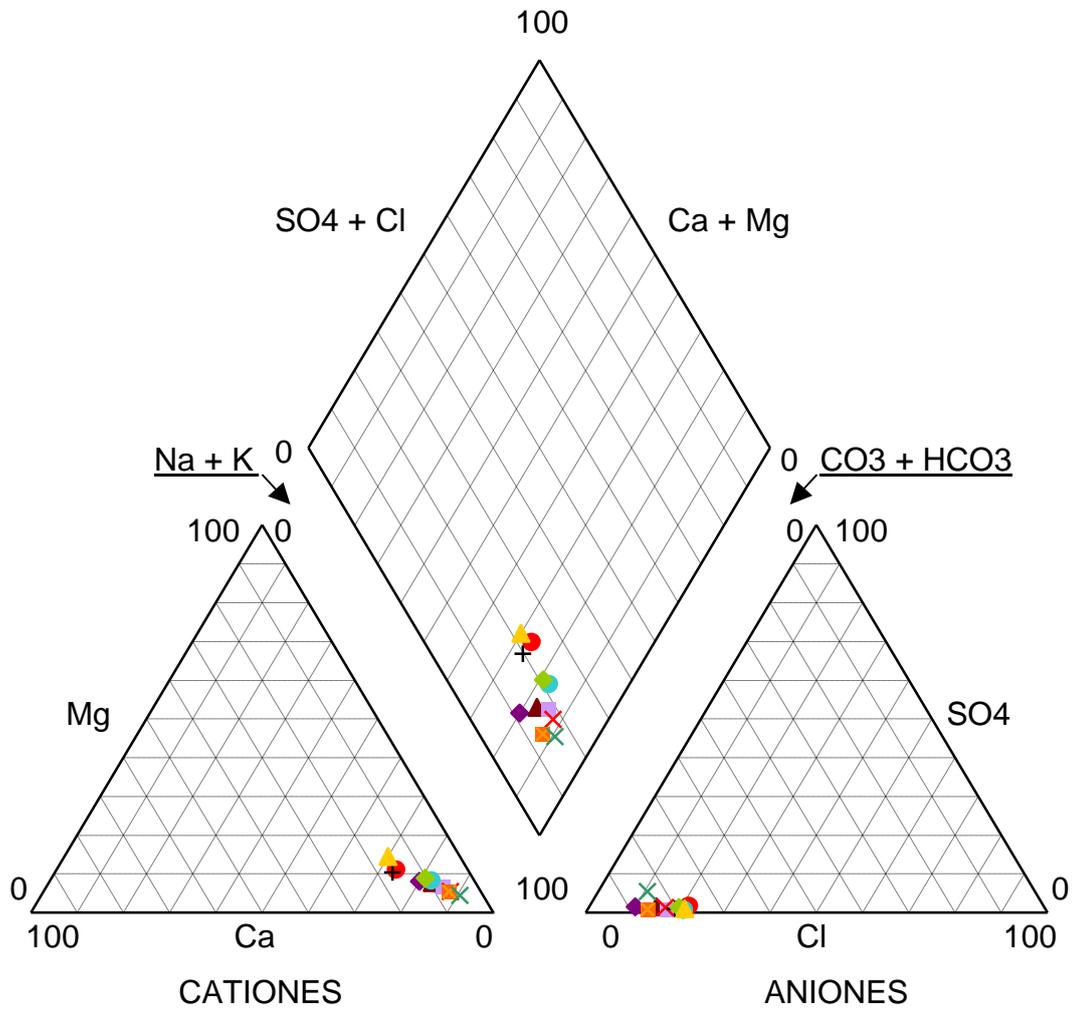


FIGURA 17

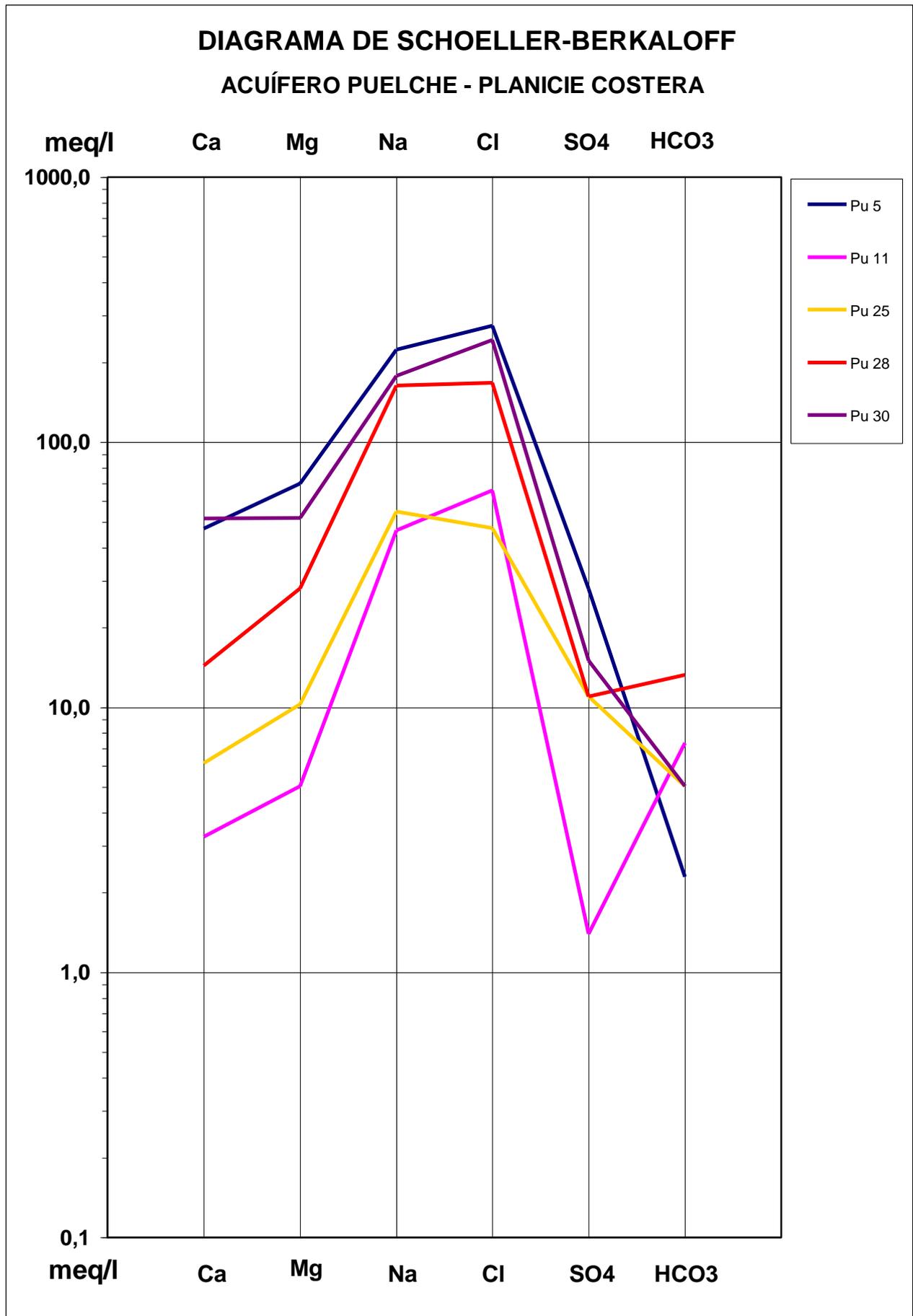


DIAGRAMA DE PIPER
ACUÍFERO PUELICHE - PLANICIE COSTERA

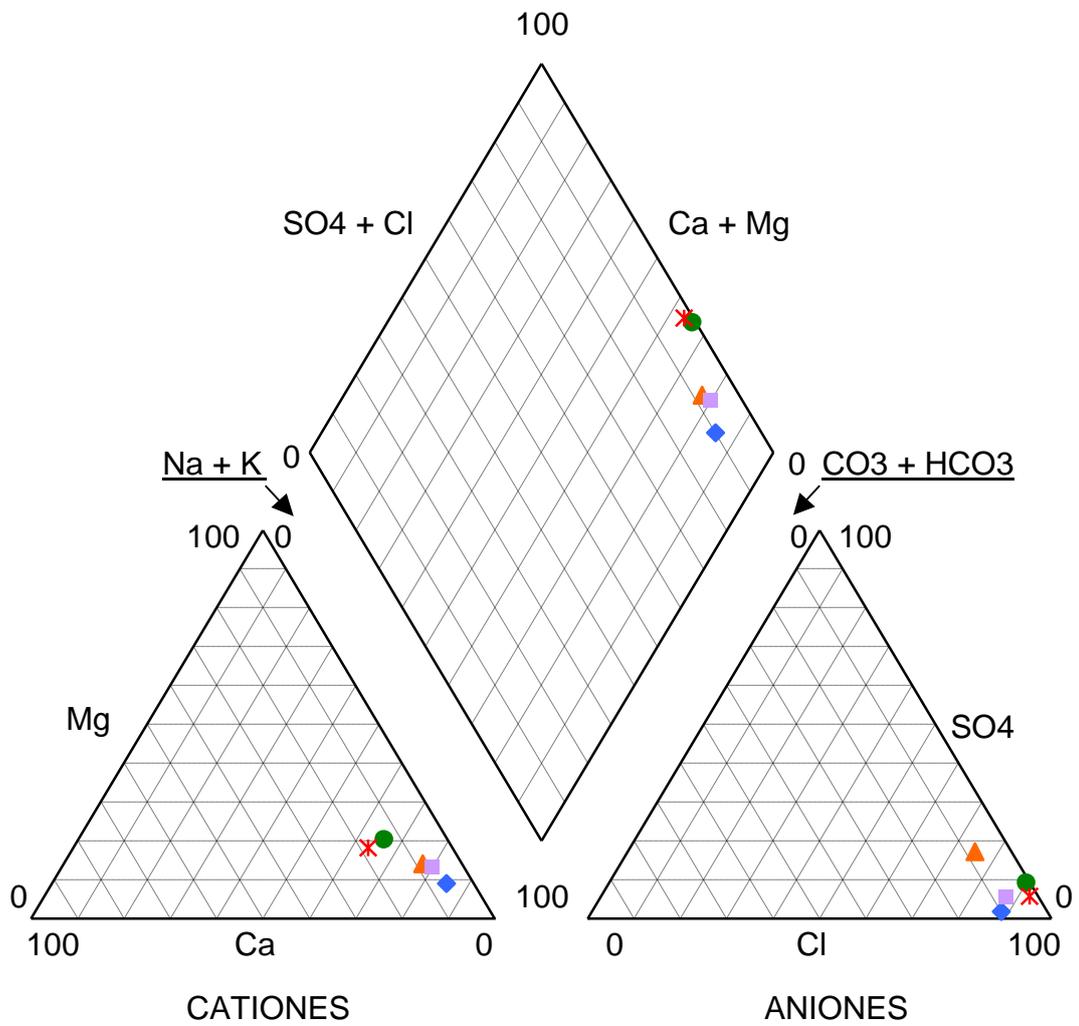


FIGURA 19

DIAGRAMA DE SCHOELLER-BERKALOFF
ACUÍFERO PUELICHE - LA PLATA

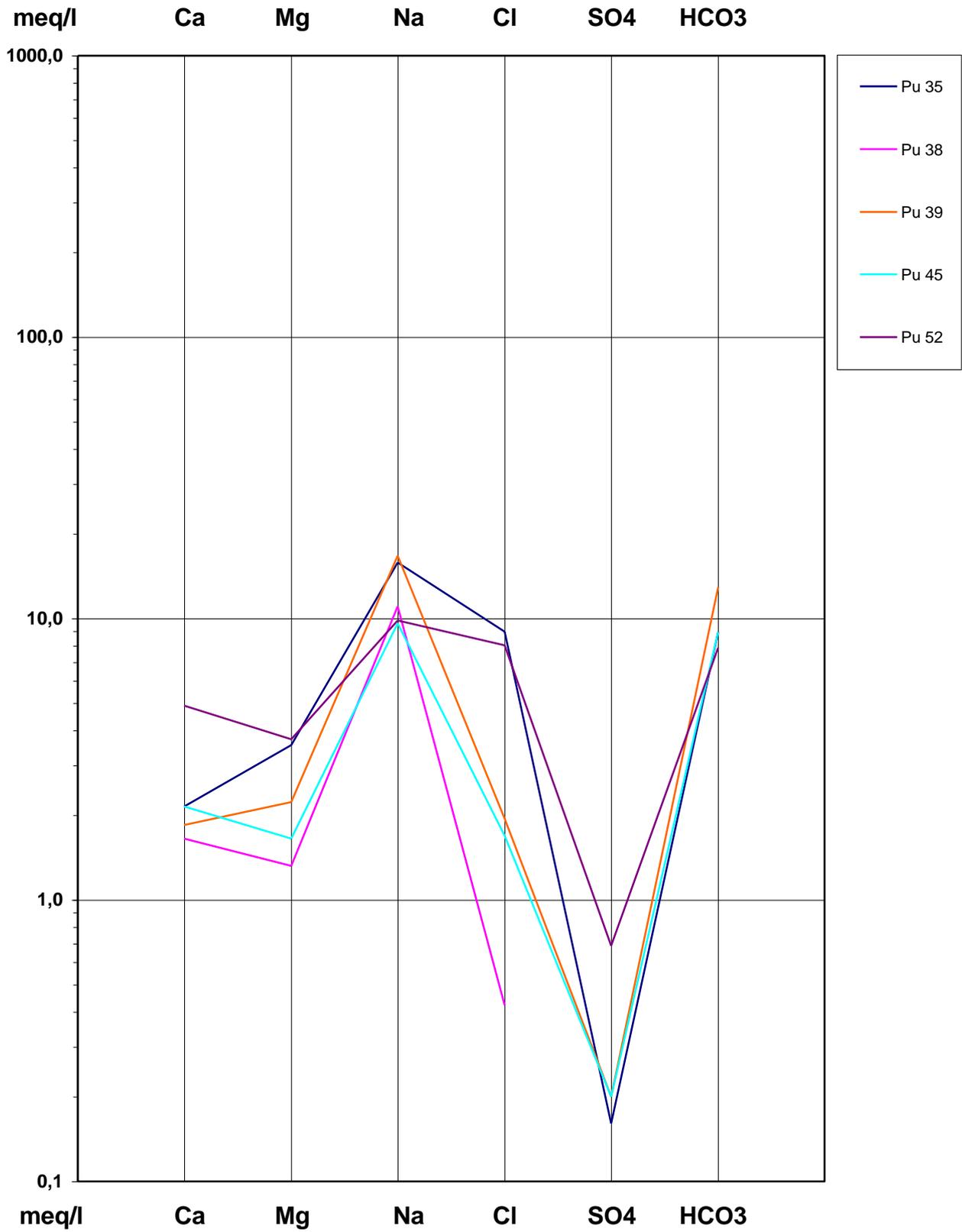


DIAGRAMA DE PIPER
ACUÍFERO PUELICHE - LA PLATA

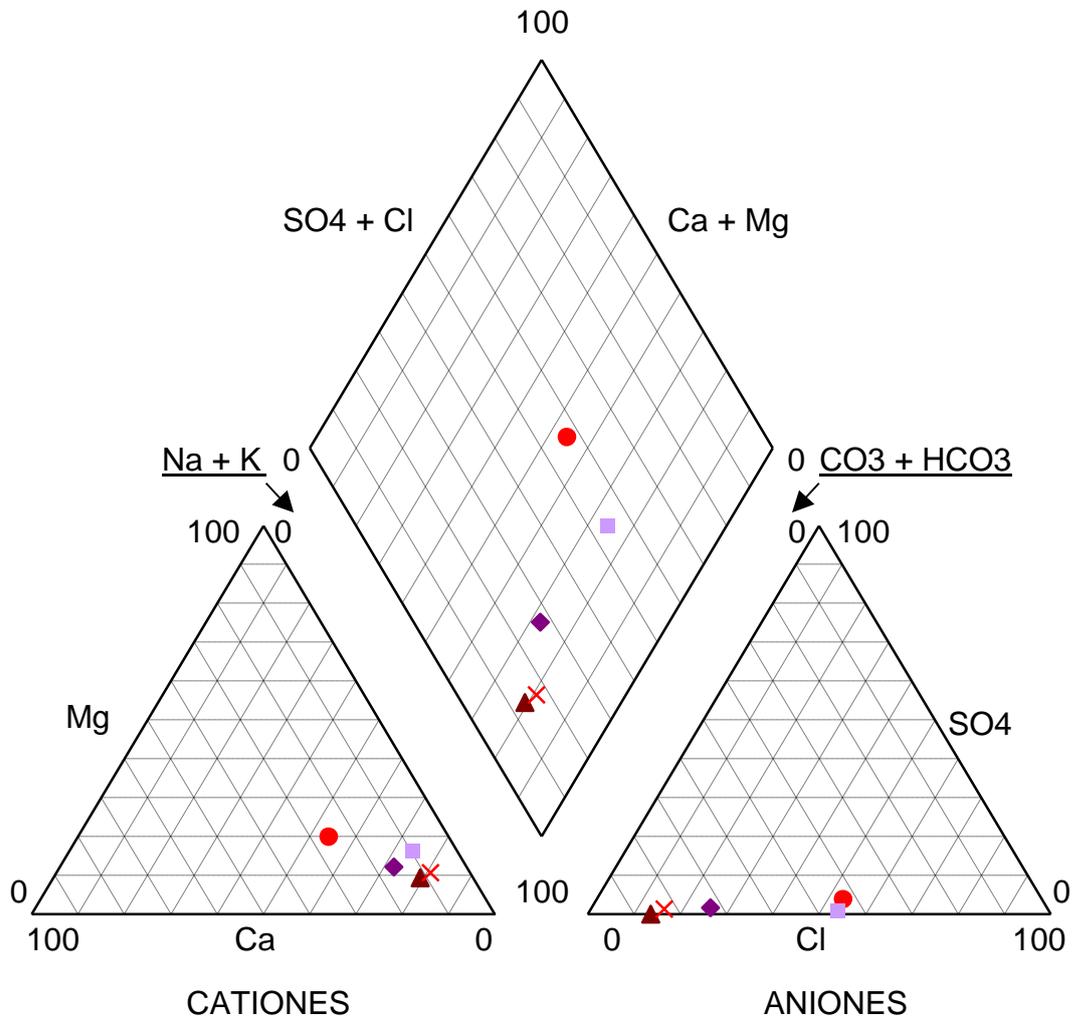


FIGURA 21

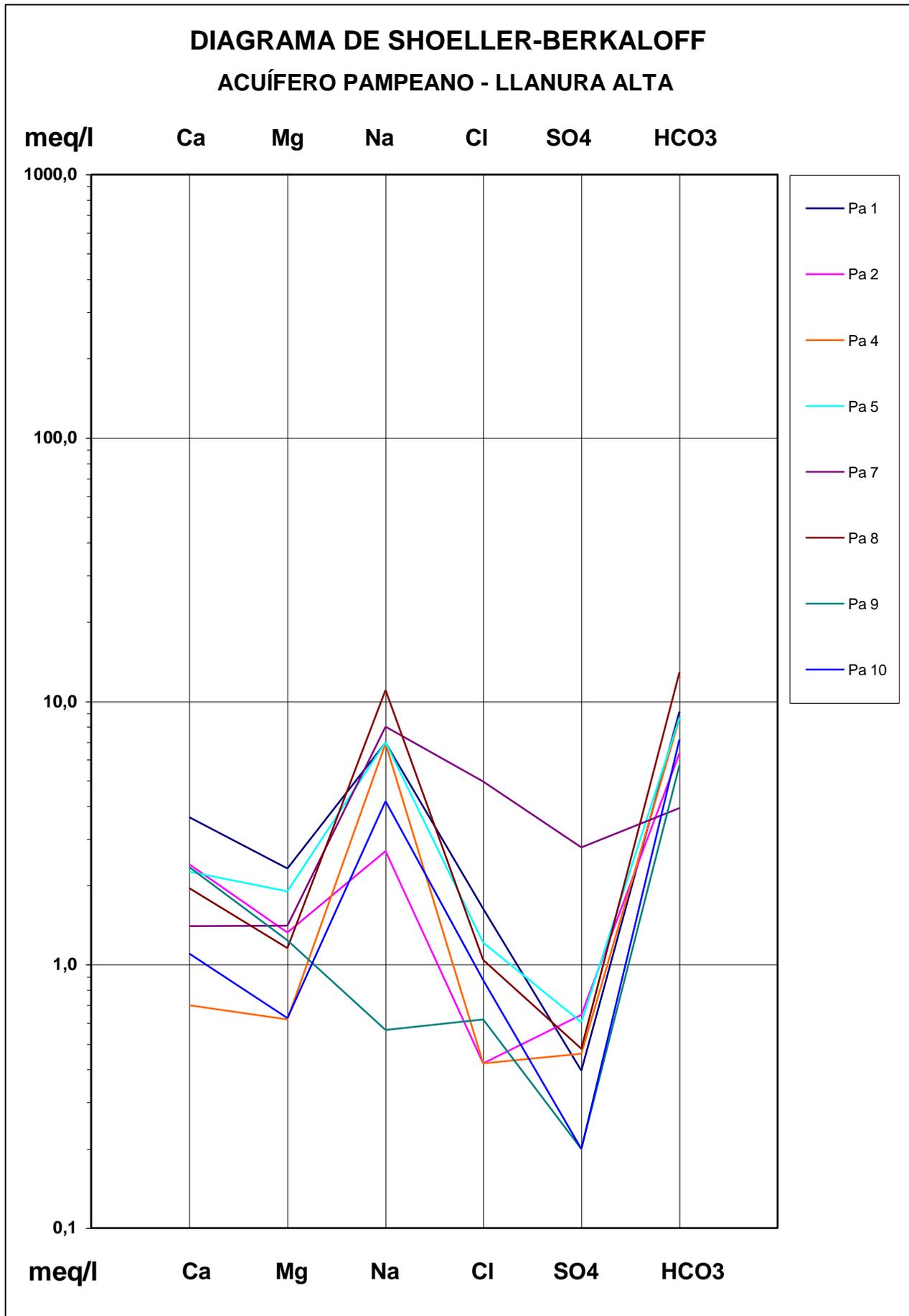


FIGURA 22

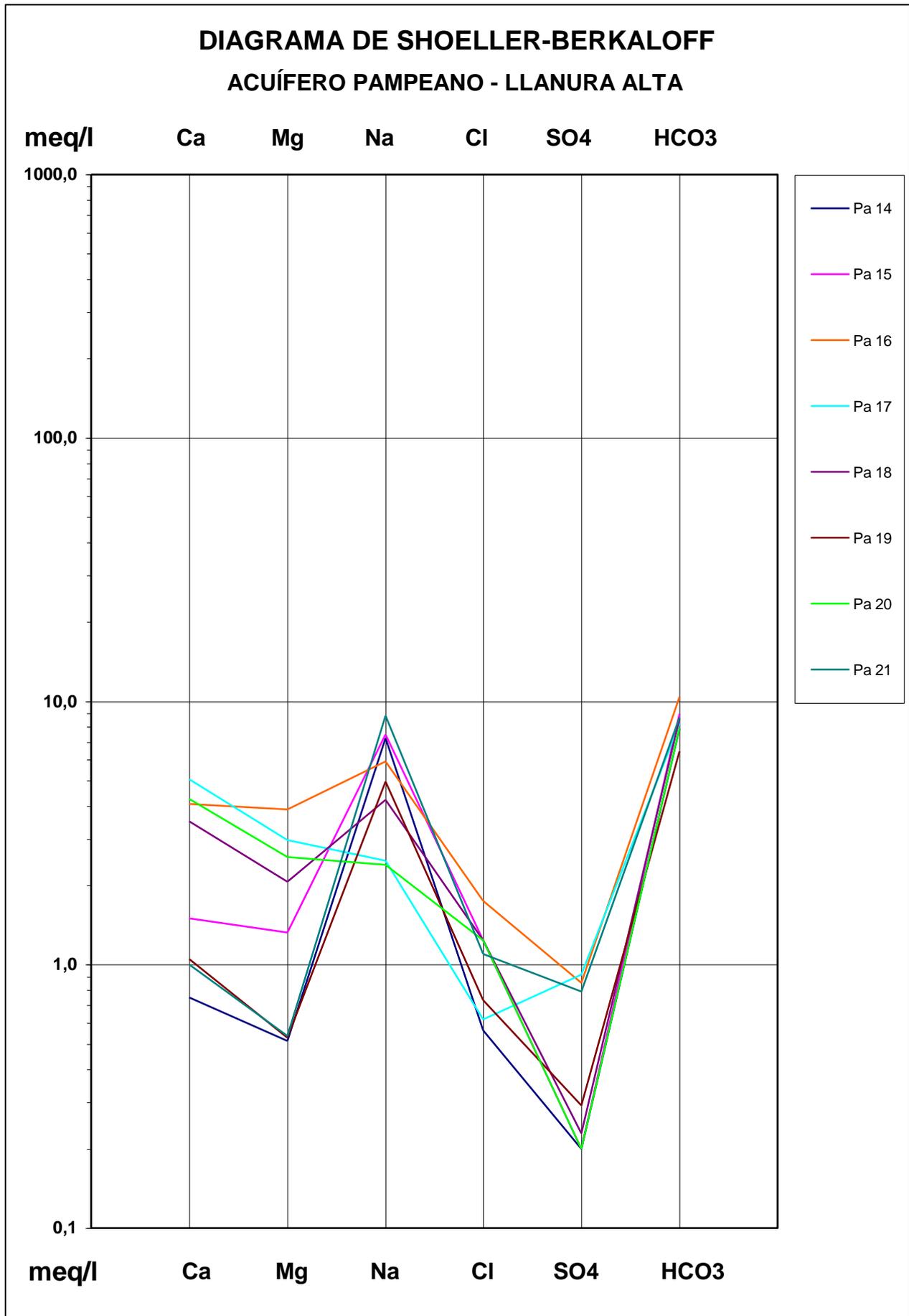


FIGURA 23

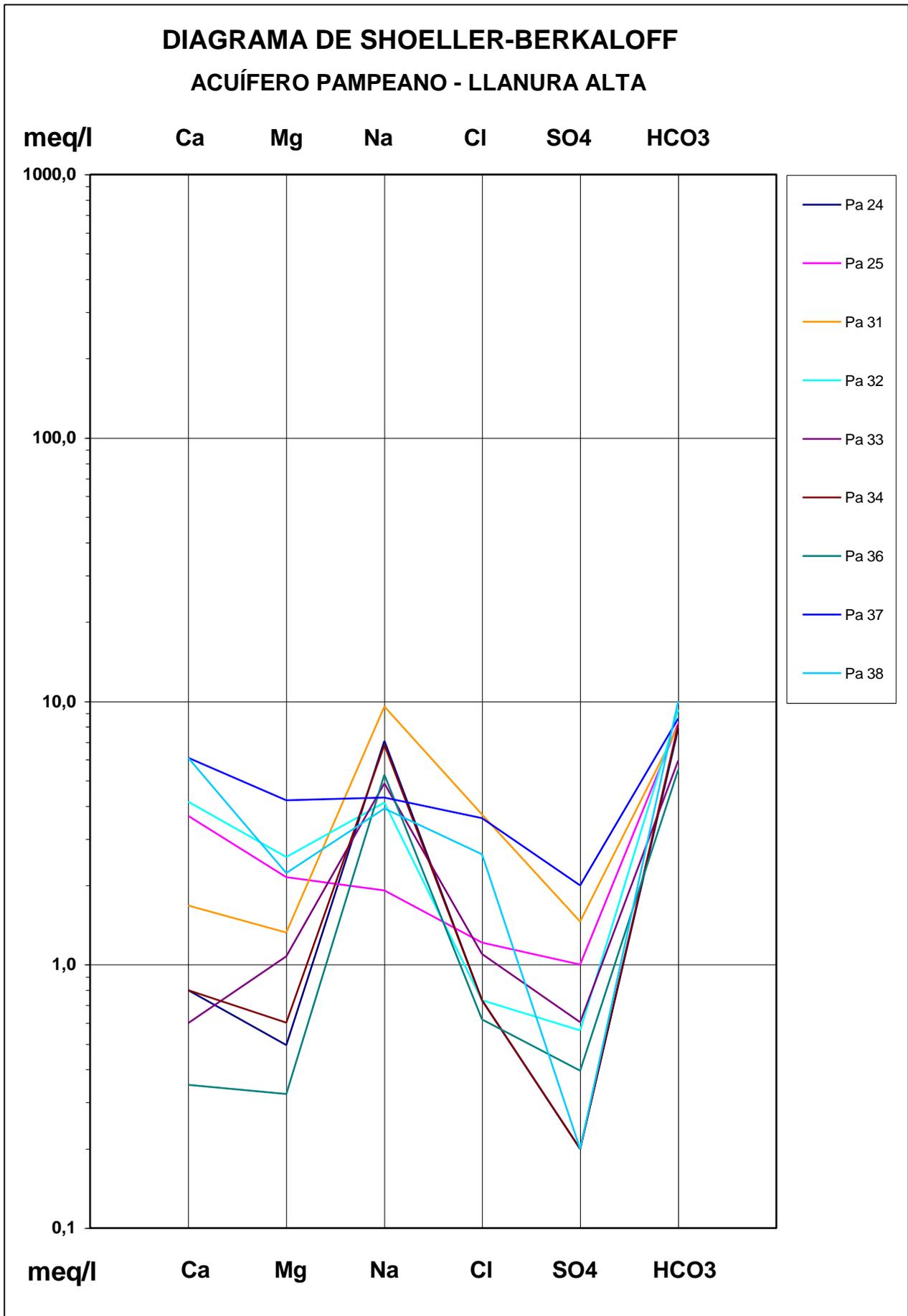


DIAGRAMA DE PIPER
ACUÍFERO PAMPEANO - LLANURA ALTA

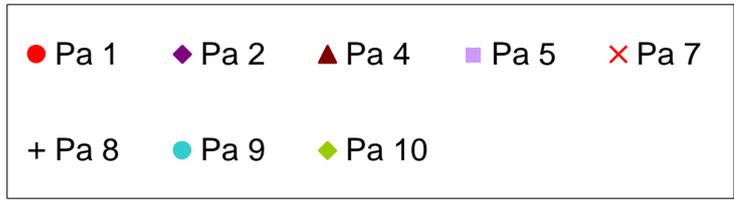
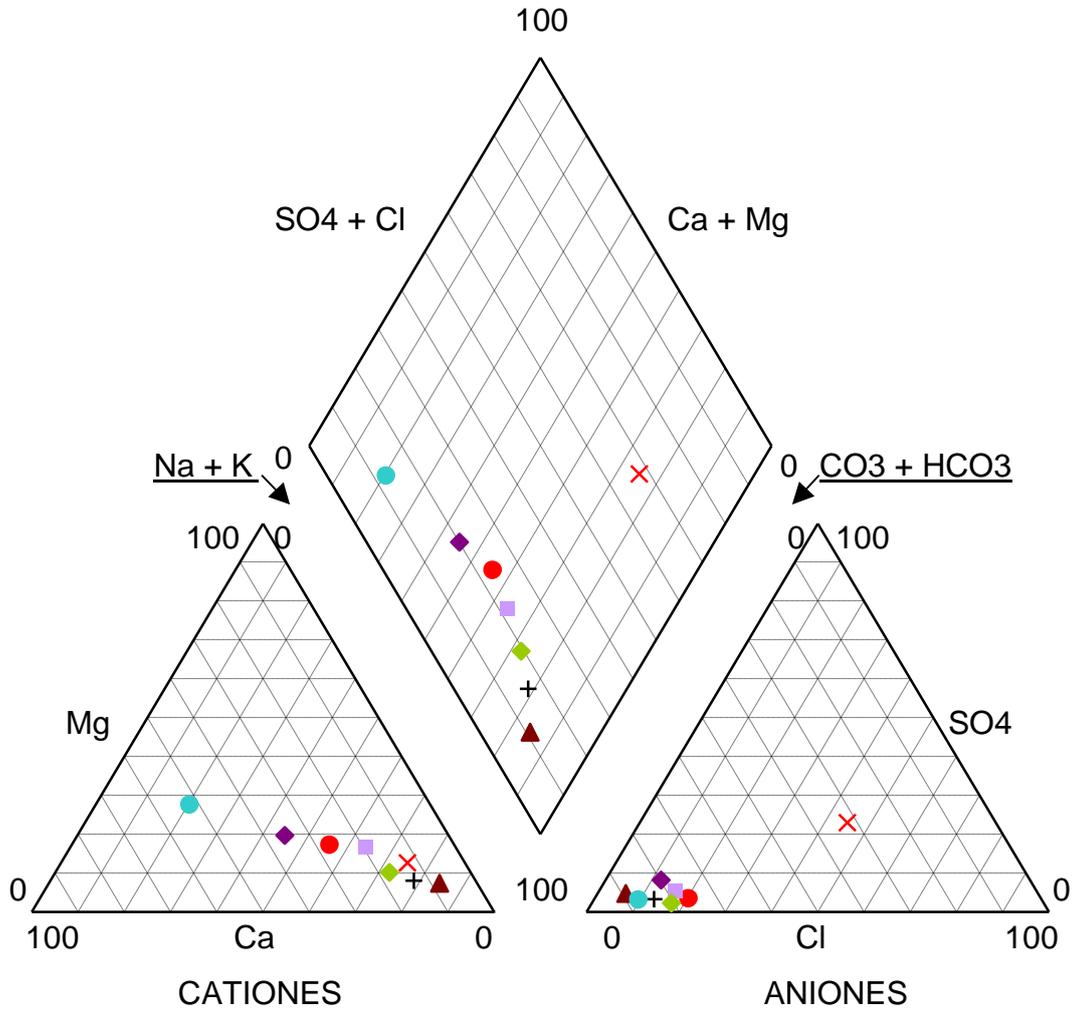
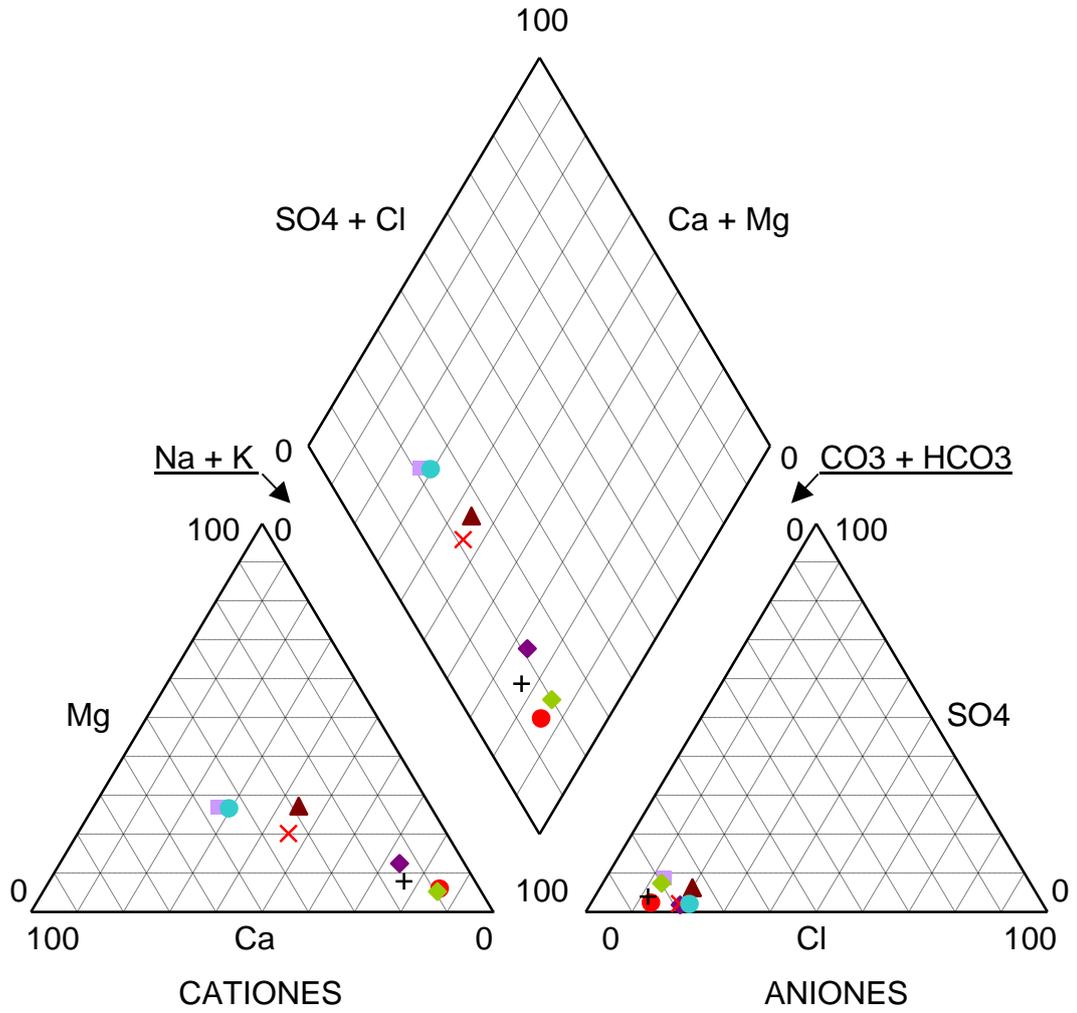
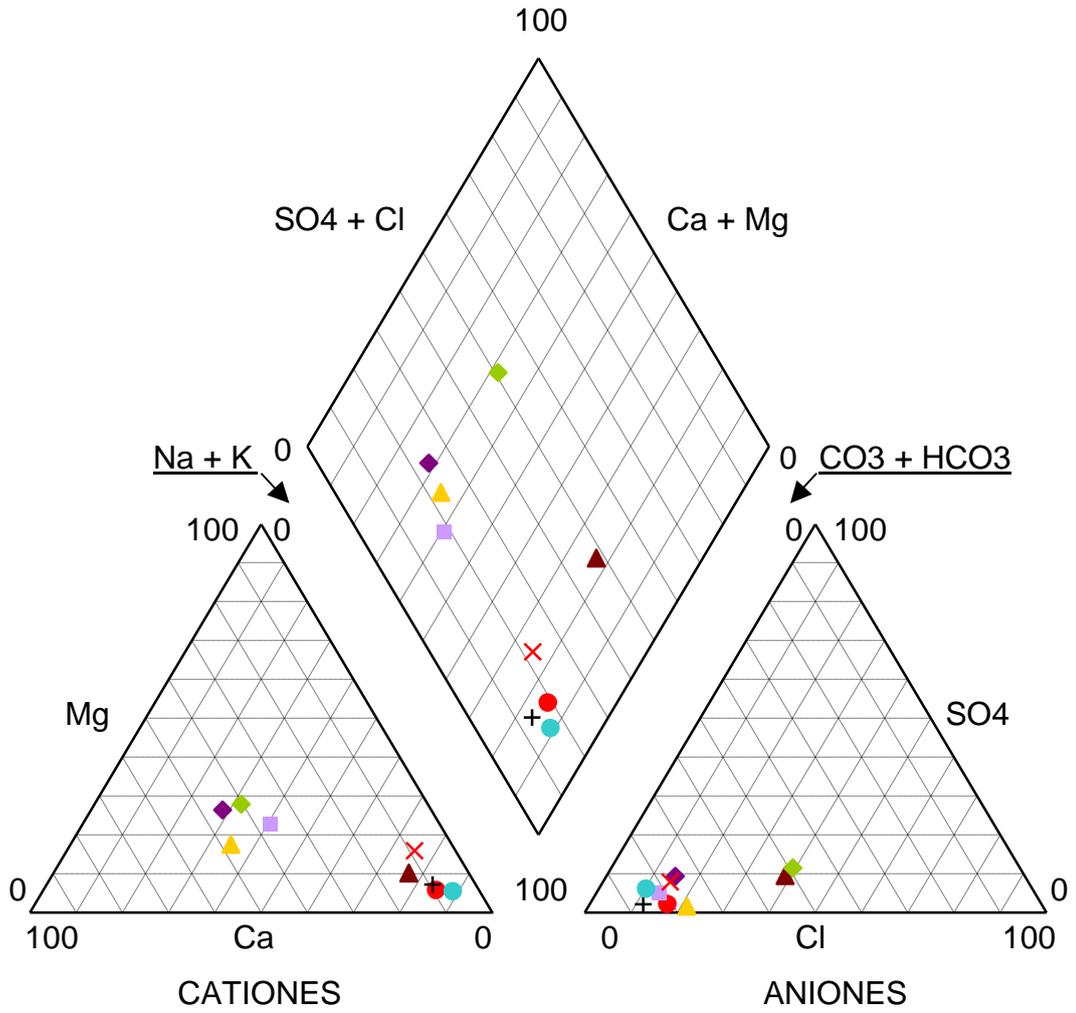


DIAGRAMA DE PIPER
ACUÍFERO PAMPEANO - LLANURA ALTA



- Pa 14 ◆ Pa 15 ▲ Pa 16 ■ Pa 17 × Pa 18
- + Pa 19 ● Pa 20 ◆ Pa 21

DIAGRAMA DE PIPER
ACUÍFERO PAMPEANO - LLANURA ALTA



● Pa 24 ◆ Pa 25 ▲ Pa 31 ■ Pa 32 × Pa 33

+ Pa 34 ● Pa 36 ◆ Pa 37 ▲ Pa 38

FIGURA 27

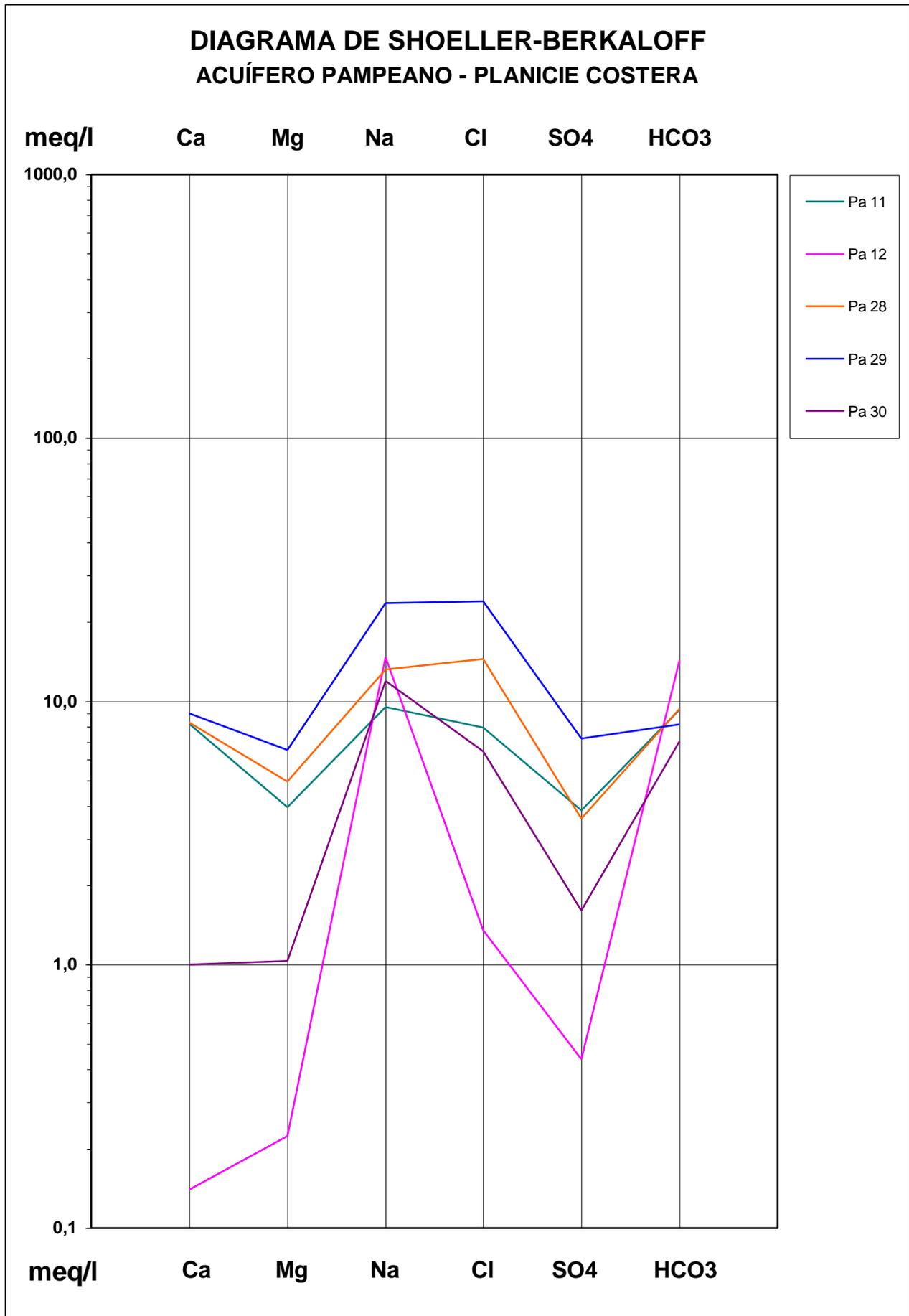
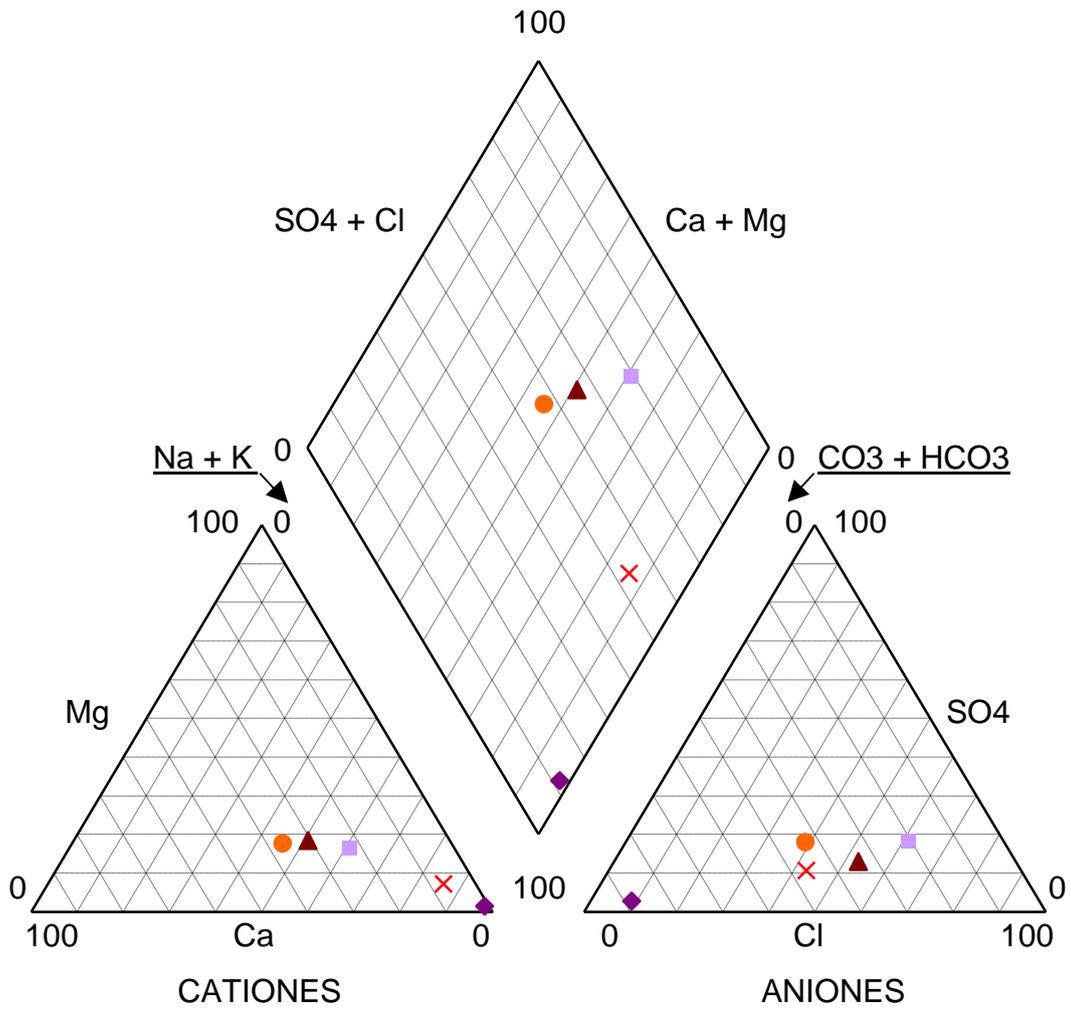


DIAGRAMA DE PIPER
ACUÍFERO PAMPEANO - PLANICIE COSTERA



- Pa 11
- ◆ Pa 12
- ▲ Pa 28
- Pa 29
- ✕ Pa 30

FIGURA 29

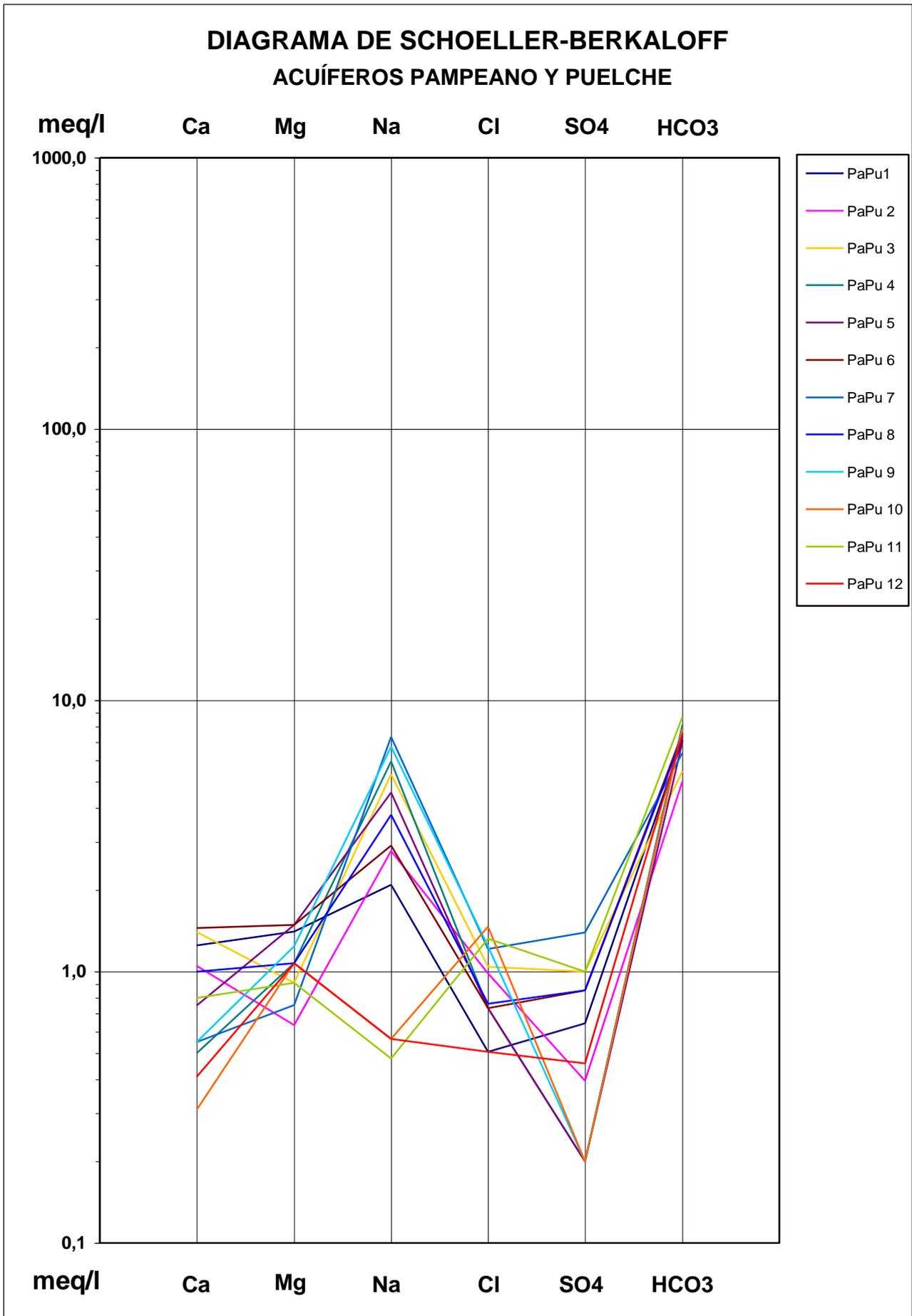
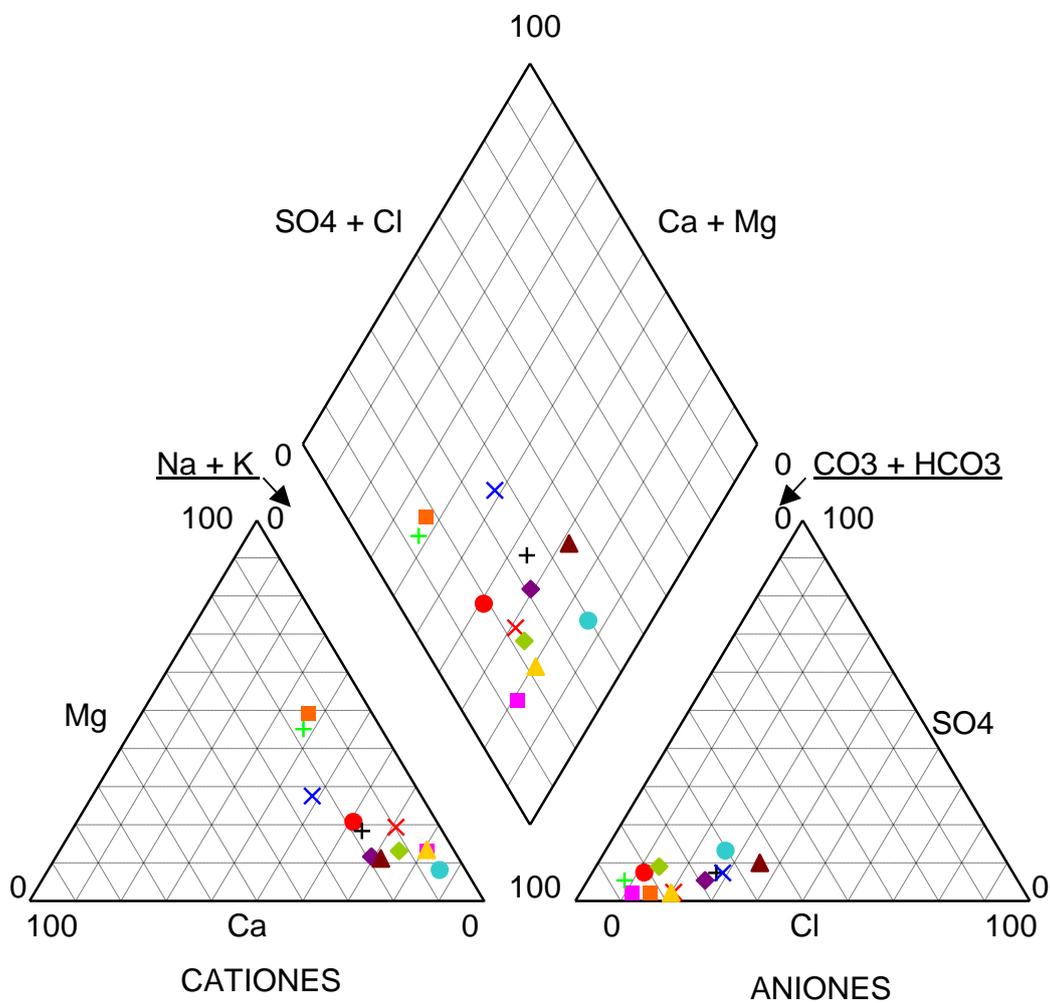


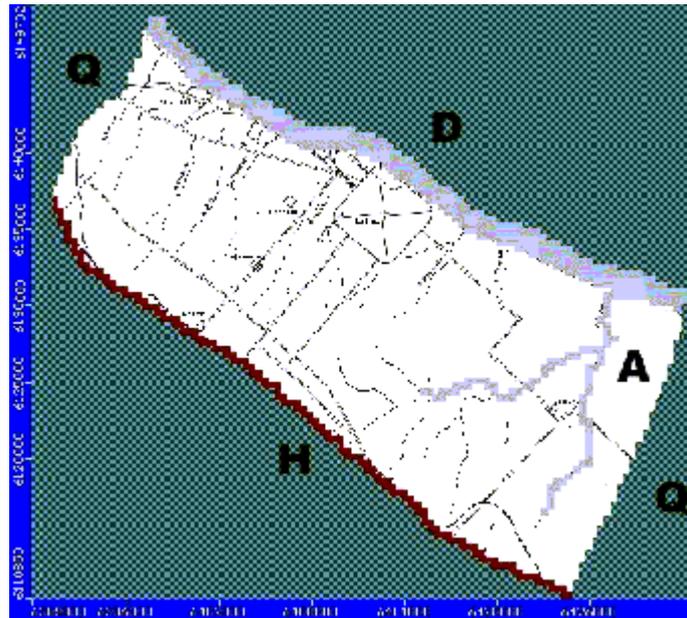
DIAGRAMA DE PIPER
ACUÍFEROS PAMPEANO Y PUELICHE



● PaPu1	◆ PaPu 2	▲ PaPu 3	■ PaPu 4	× PaPu 5	+ PaPu 6
● PaPu 7	◆ PaPu 8	▲ PaPu 9	■ PaPu 10	× PaPu 11	+ PaPu 12

Figura 31

Área modelada e condições de contorno



- Q – contorno de fluxo nulo
- H – contorno de carga hidráulica conhecida
- D – zona de descarga
- A – Arroyo El Pescado

Figura 32

Topografia (exagero vertical 100 vezes)

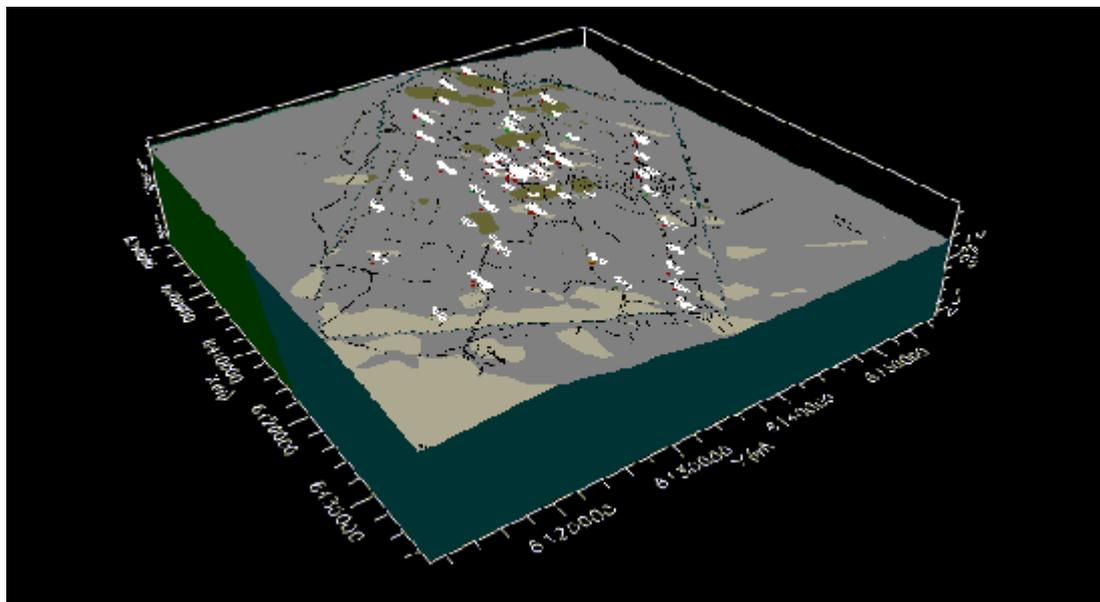
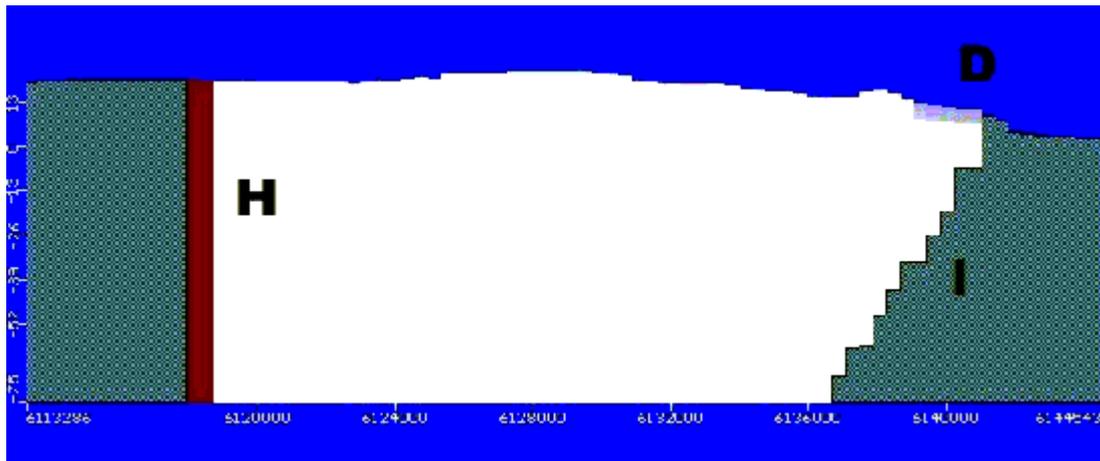


Figura 33

Interface água doce – salgada

(exagero vertical 100 vezes, seção x = 6.412.748 m)



H – contorno de carga hidráulica conhecida

D – zona de descarga

I – interface água doce – salgada

Figura 34

Distribuição das condutividades hidráulicas
(exagero vertical 100 vezes, seção x = 6.412.748 m)

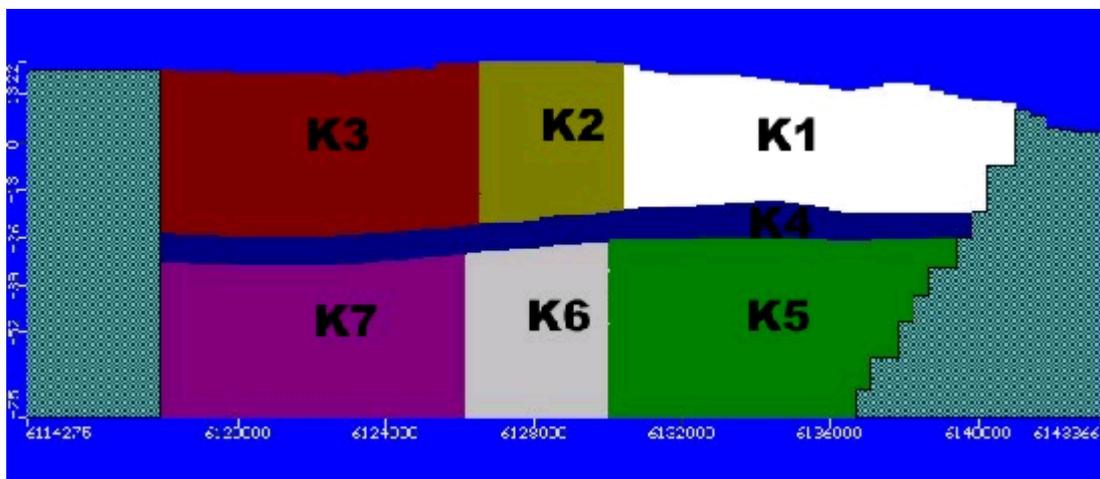


Figura 35

Zonas de recarga

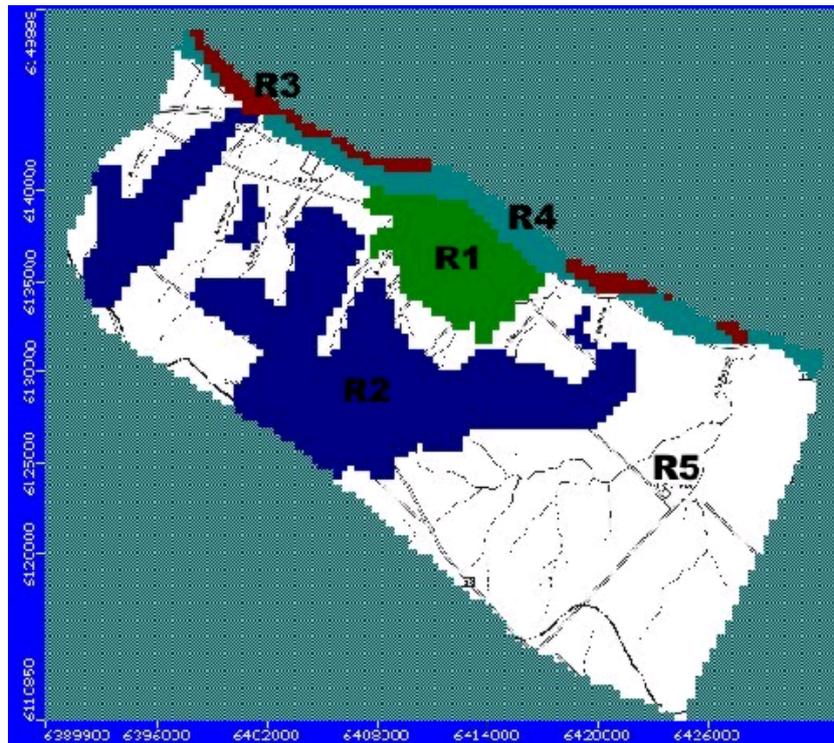


Figura 36

Comparação entre cargas HIDRÁULICAS calculadas e MEDIDAS em campo

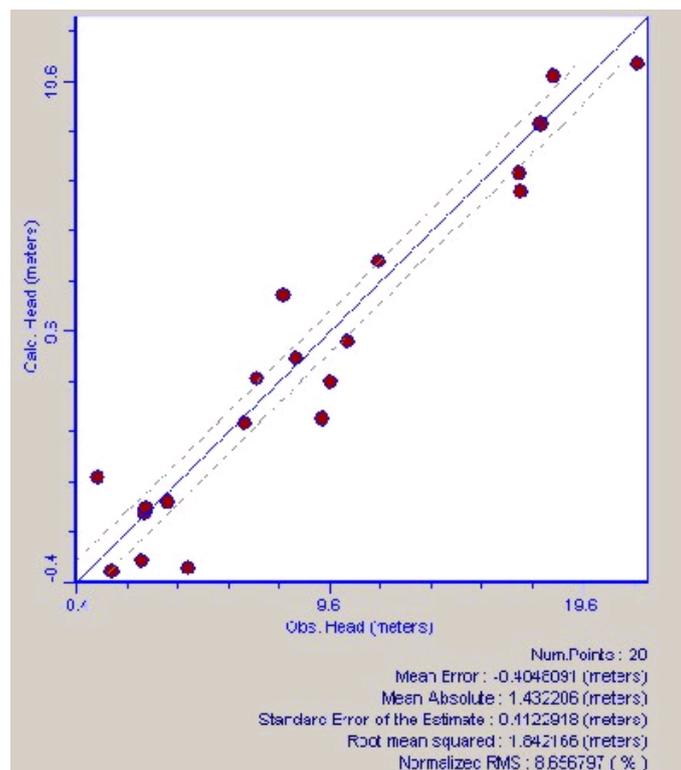


Figura 37

Mapa Potenciométrico na cota $z = -11,5$ metros aquífero pampeano
(isolinhas em metros)

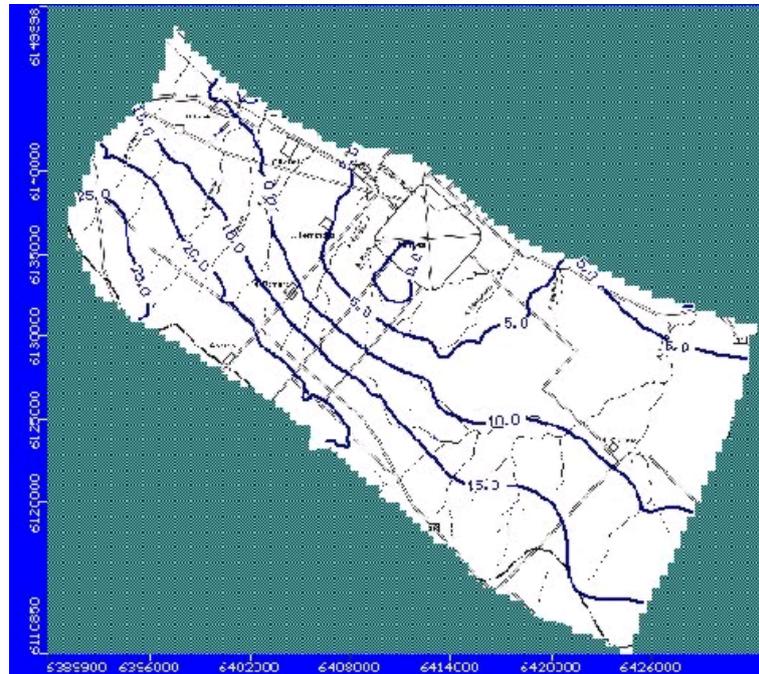


Figura 38

Mapa Potenciométrico na cota $z = -41,0$ metros aquífero puelche
(isolinhas em metros)

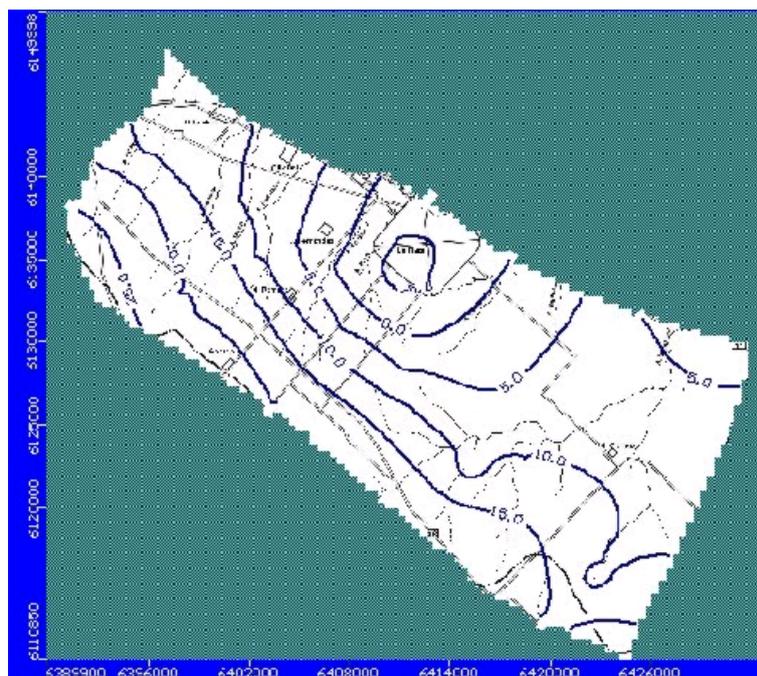


Figura 39

Mapa Potenciométrico
(seção x = 6.411.513 m exaгерo vertical 100 vezes, isolinhas em metros)

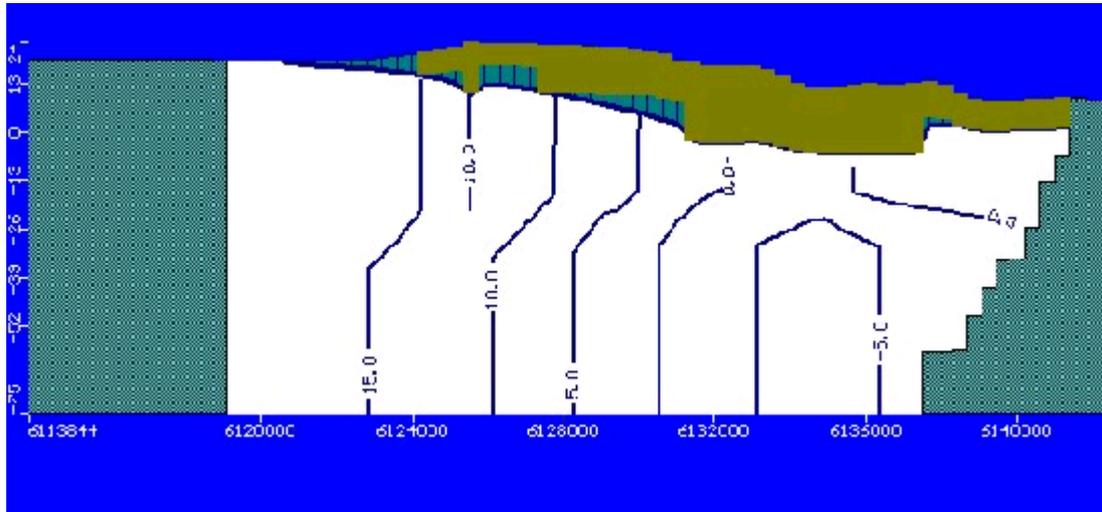


Figura 40

Localização da fonte de contaminação F

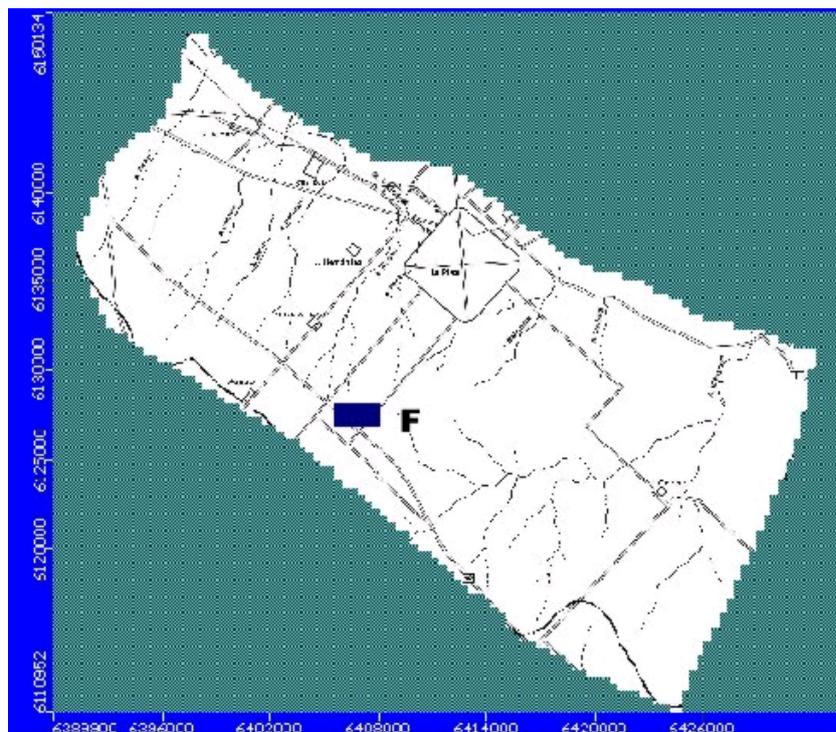


Figura 41

Pluma de contaminação no cenário i, para 10.000 anos após o início da atividade da fonte f (seção x=6.406.161 m exagero vertical 100 vezes, isolinhas em MG/L)

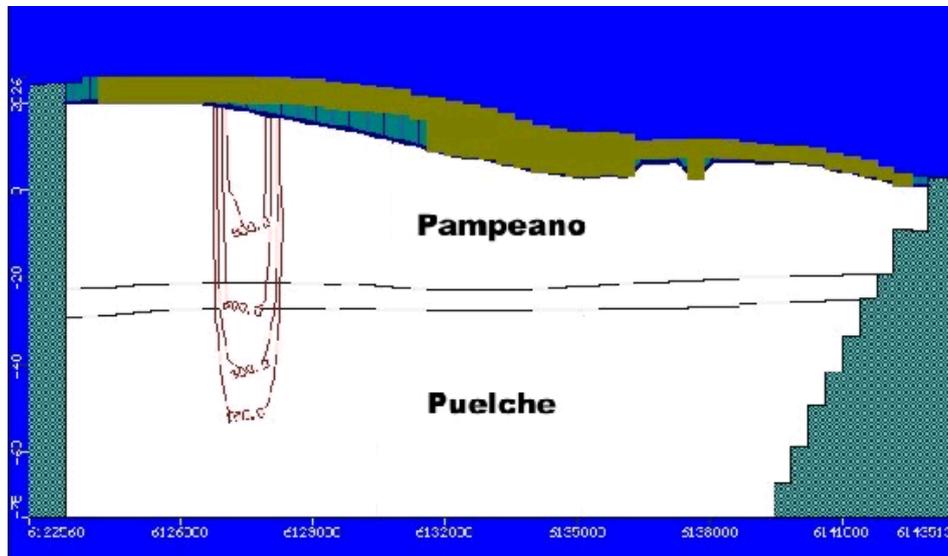
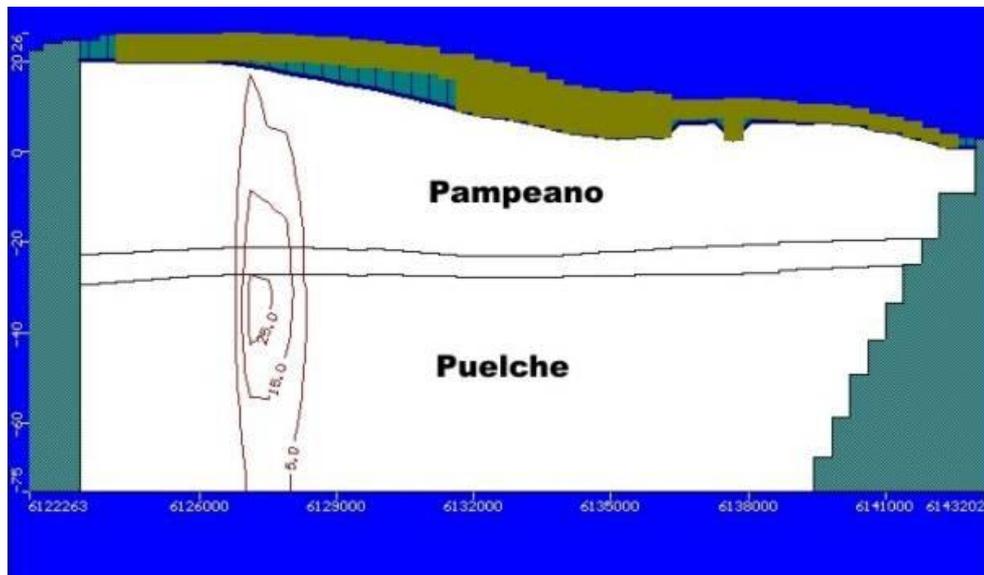


Figura 42

Pluma de contaminação no cenário li, para 10.000 anos após o início da atividade da fonte f (seção x=6.406.161 m exagero vertical 100 vezes, isolinhas em mg/L)



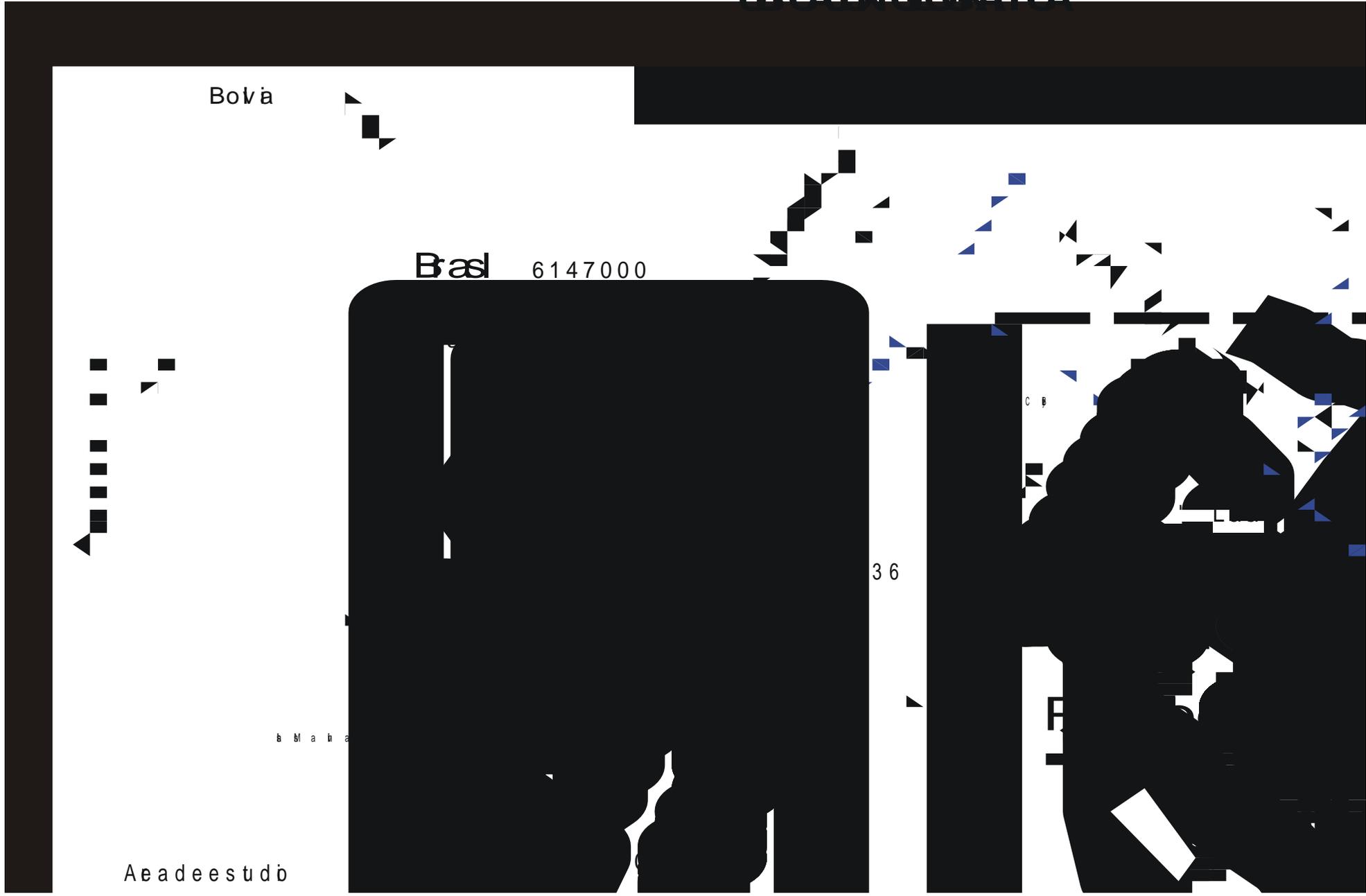
Bolivia

Brasil 6147000

36

Mar del Plata

Academia de Estudios



GEOLOGÍA

147000

139000

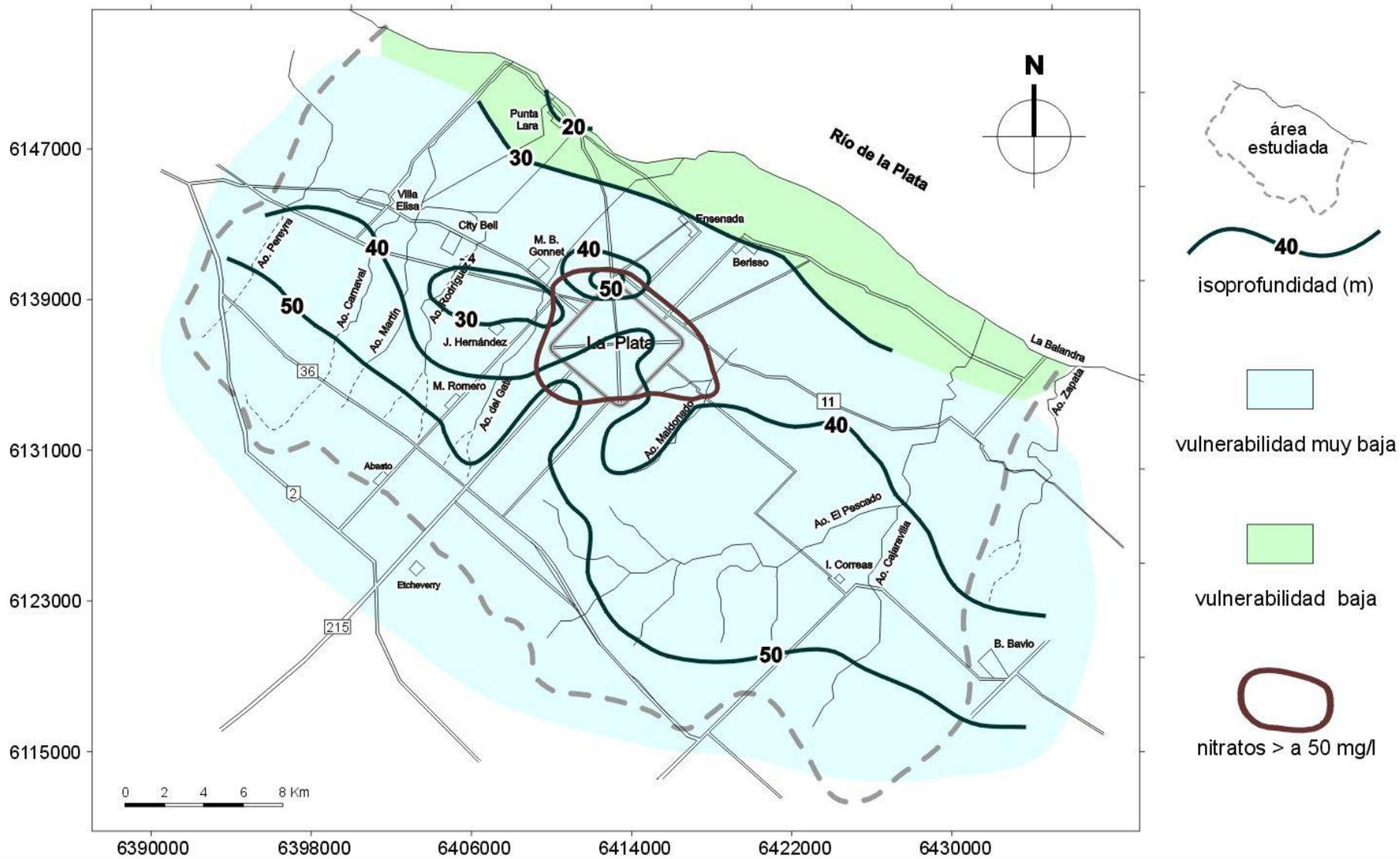
131000

123000



ACUÍFERO PUELCHE PROFUNDIDAD DEL TECHO

MAPA 3



ACQUERUOLGE
ESESCOR



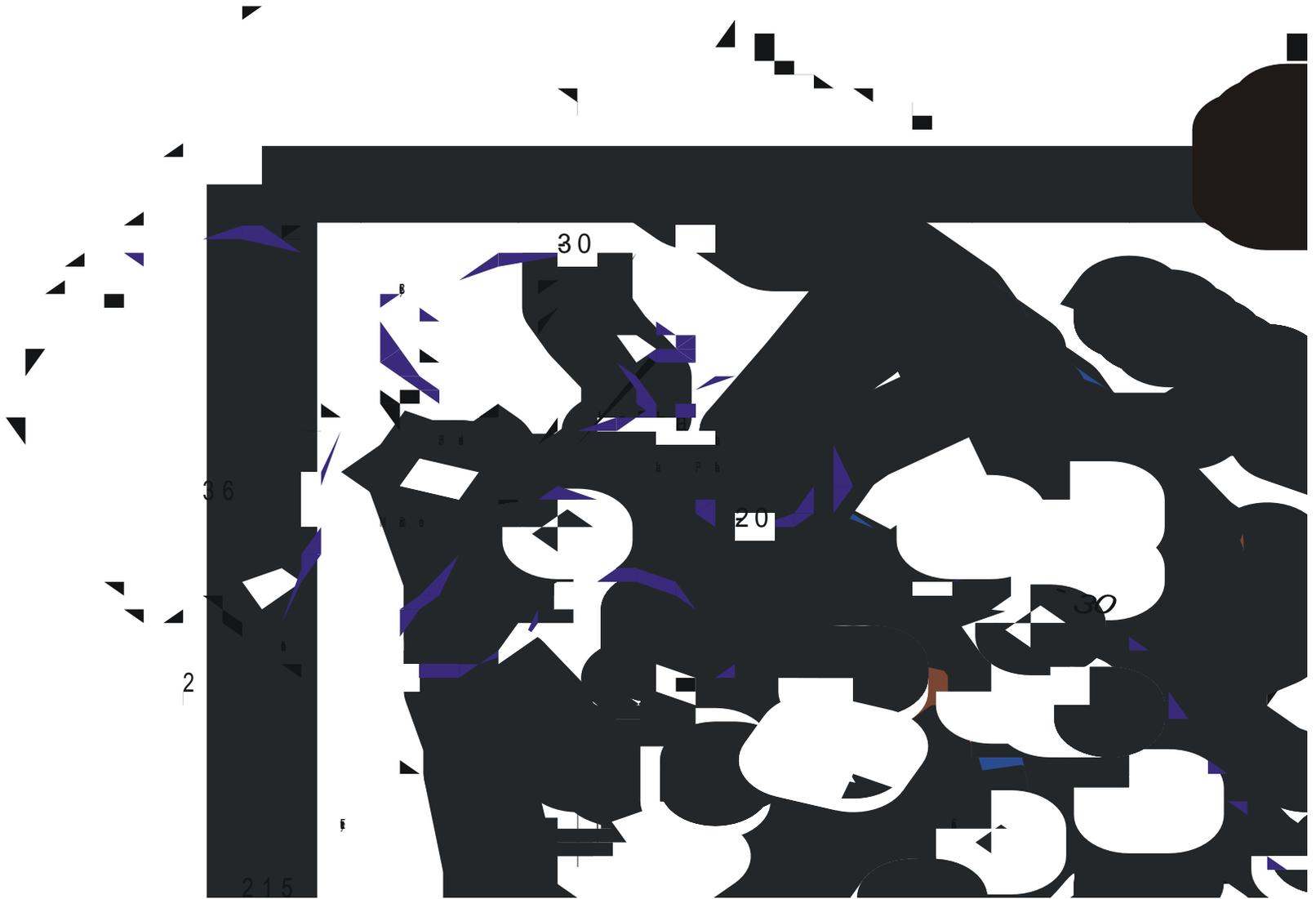
ADVERTENCIA ESTRUCTURAL DEL TECNO

147000

139000

131000

123000



ADVERTENCIA ESTRUCTURAL DEL FSO

47000

39000

31000

23000



ESPESES DE LA CUITARDO

47000

39000

31000

23000



2

4

3

4

2

6

8

0

8

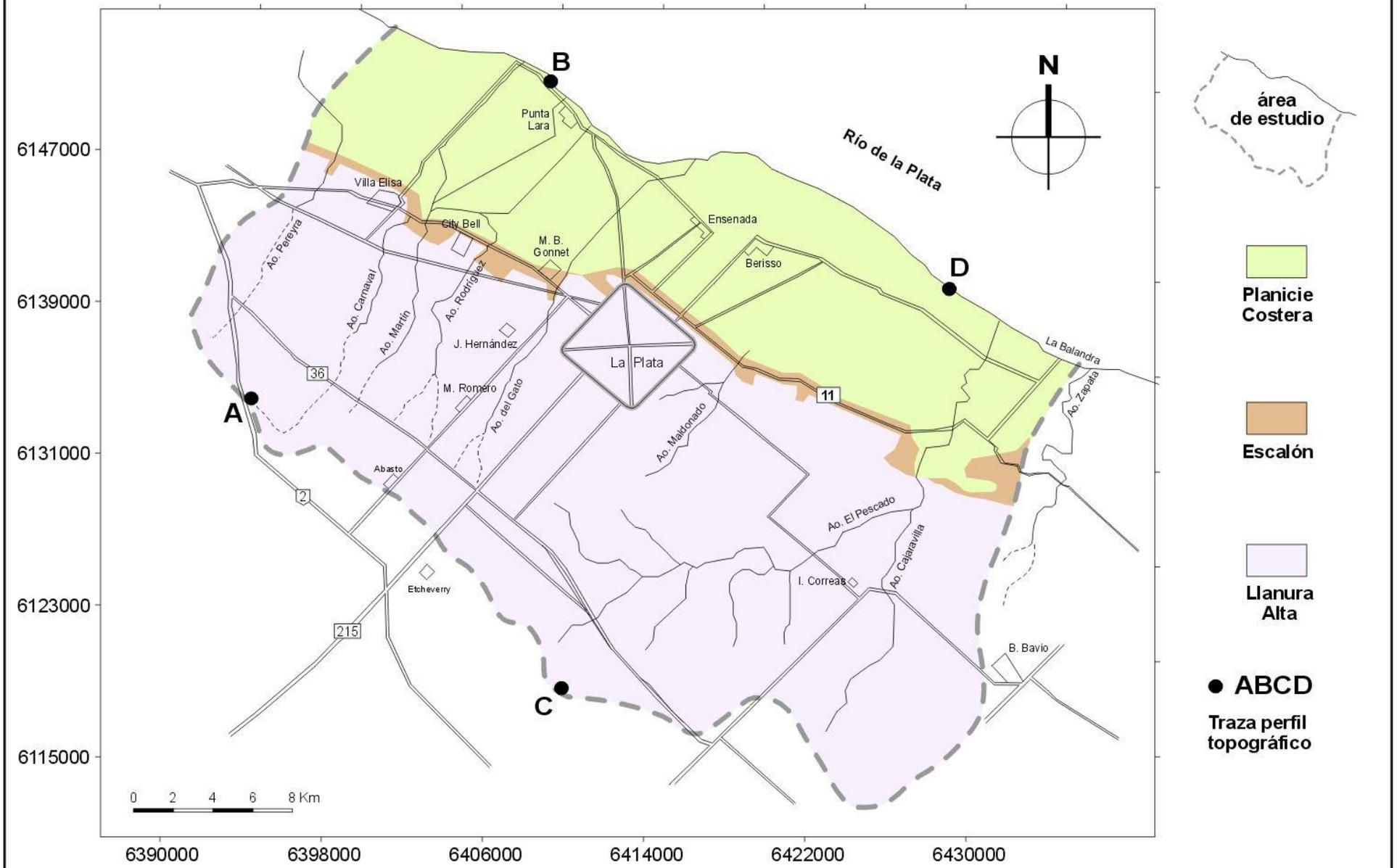
6

La Paz

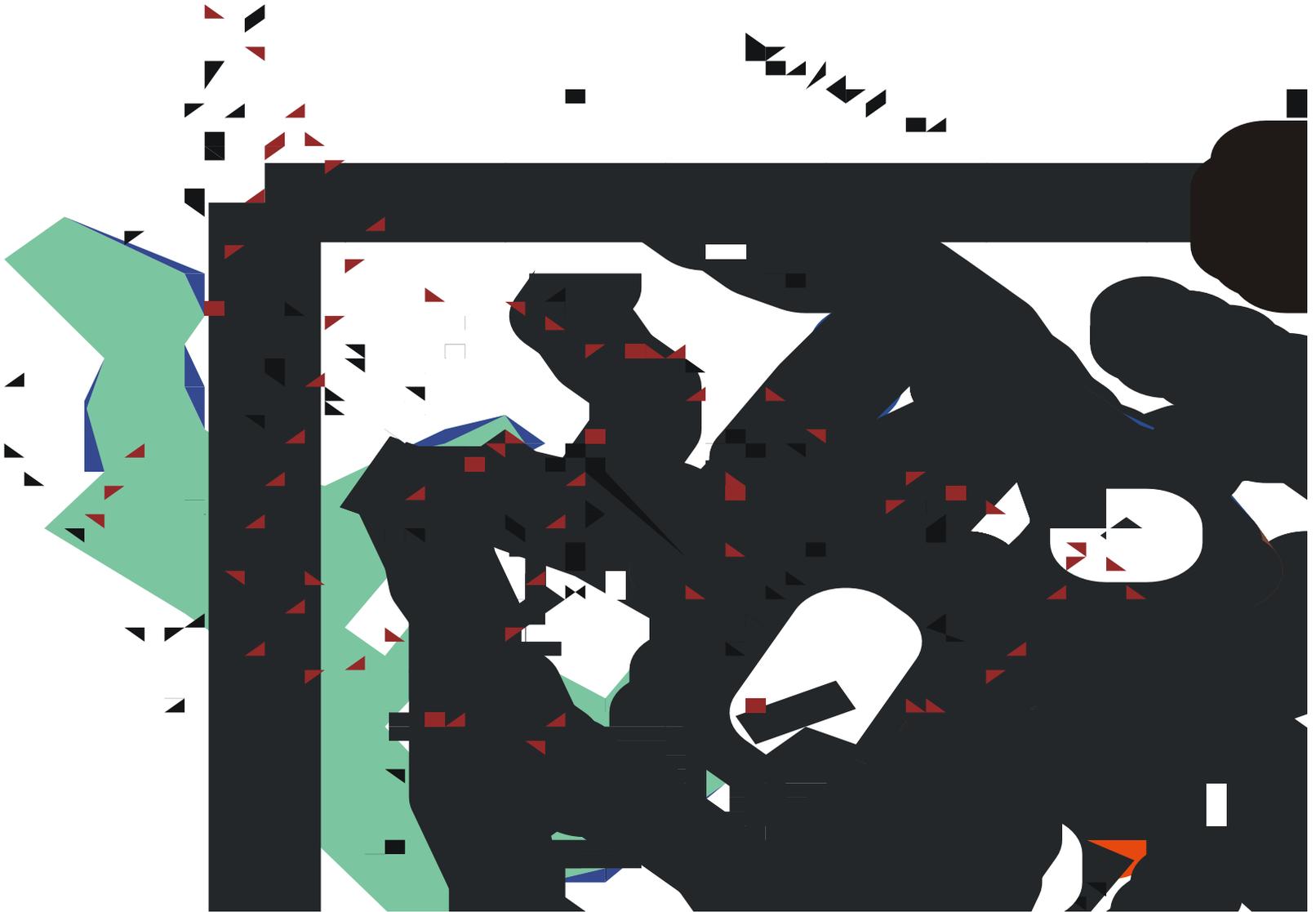
La Paz

GEOMORFOLOGICO

MAPA 8

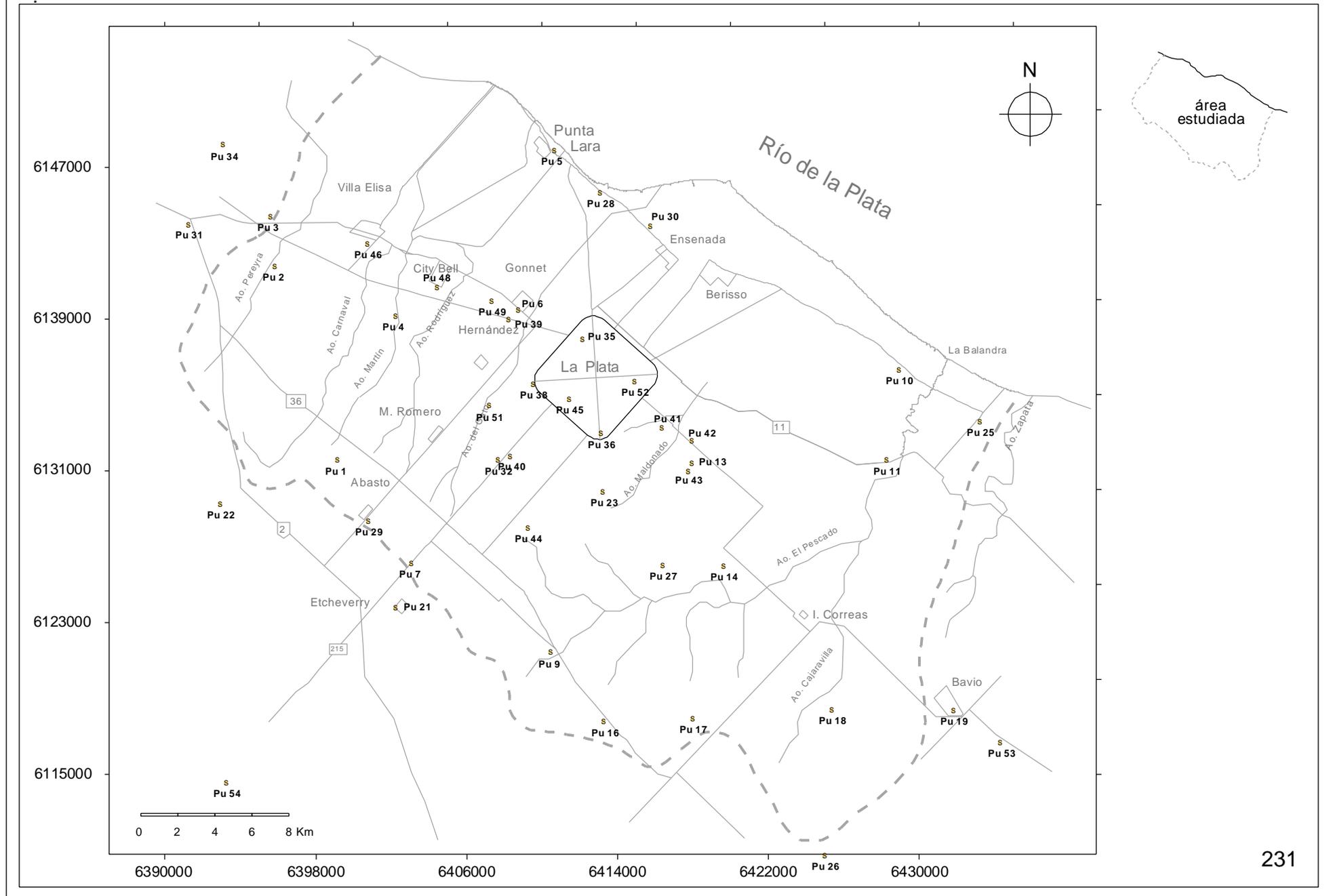


TRANSFORMATIONAL LEADERSHIP



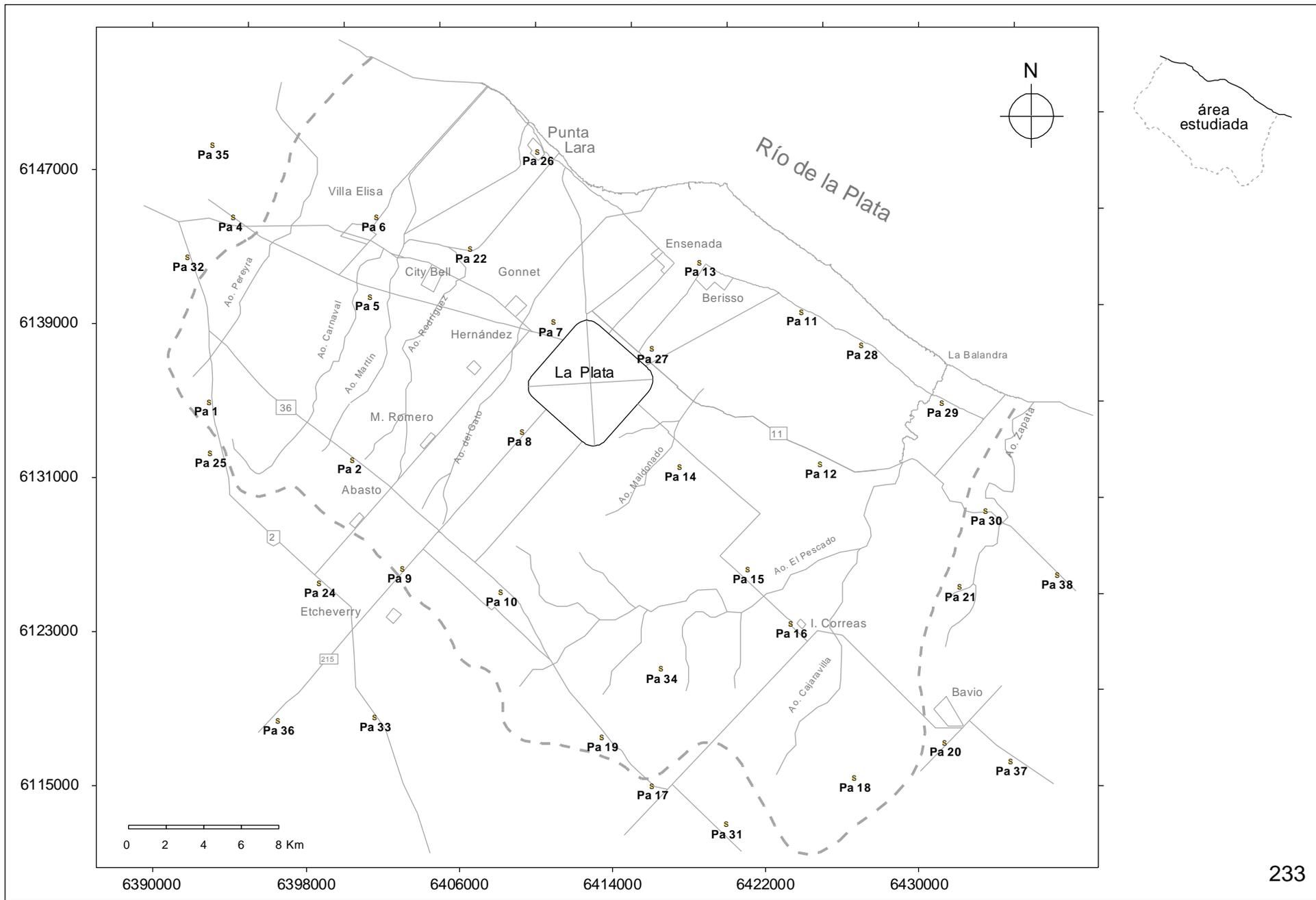
UBICACIÓN DE POZOS Acuífero Puelche

Mapa 10



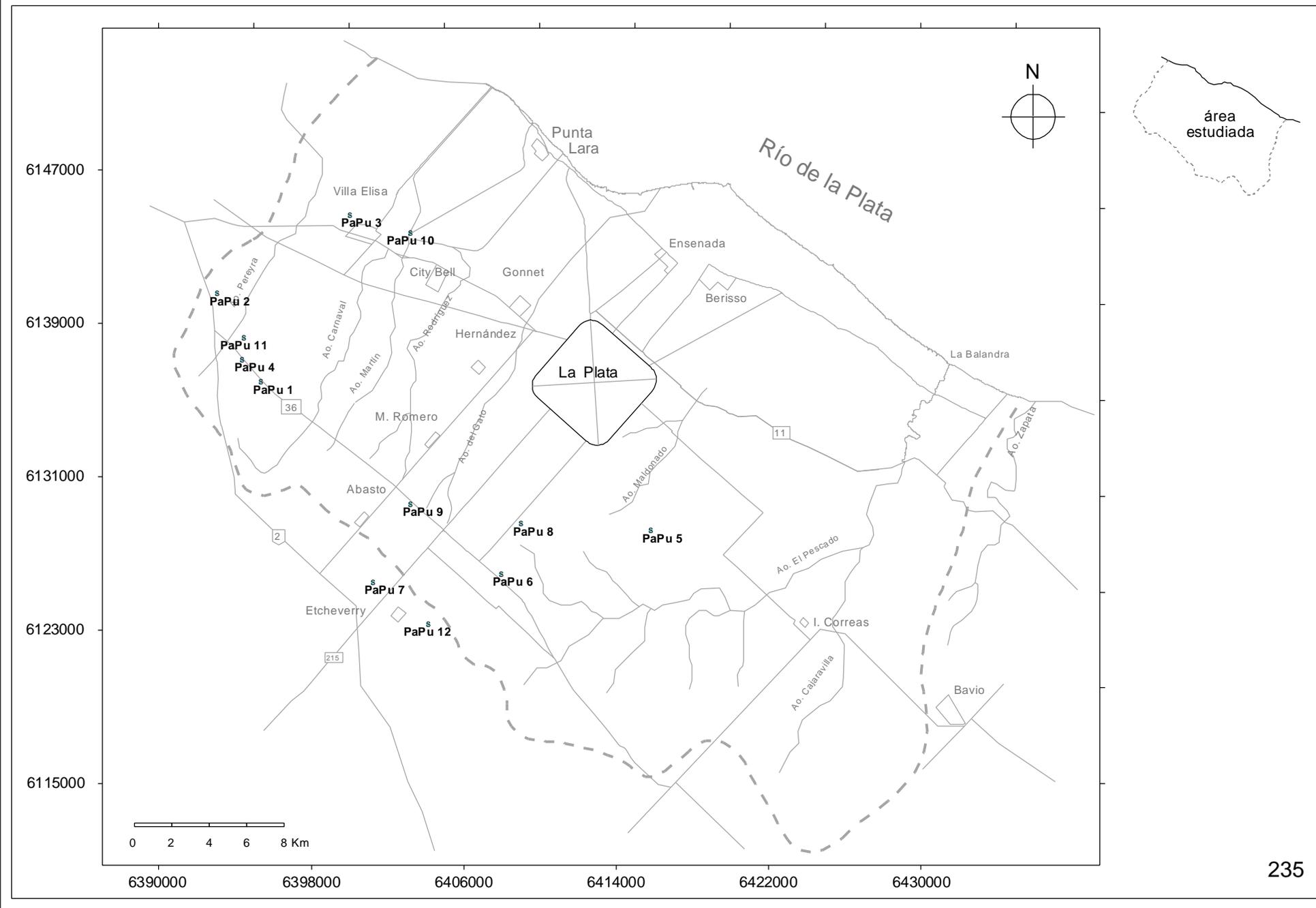
UBICACIÓN DE POZOS Acuífero Pampeano

Mapa 12



UBICACIÓN DE POZOS Acuíferos Pampeano y Puelche

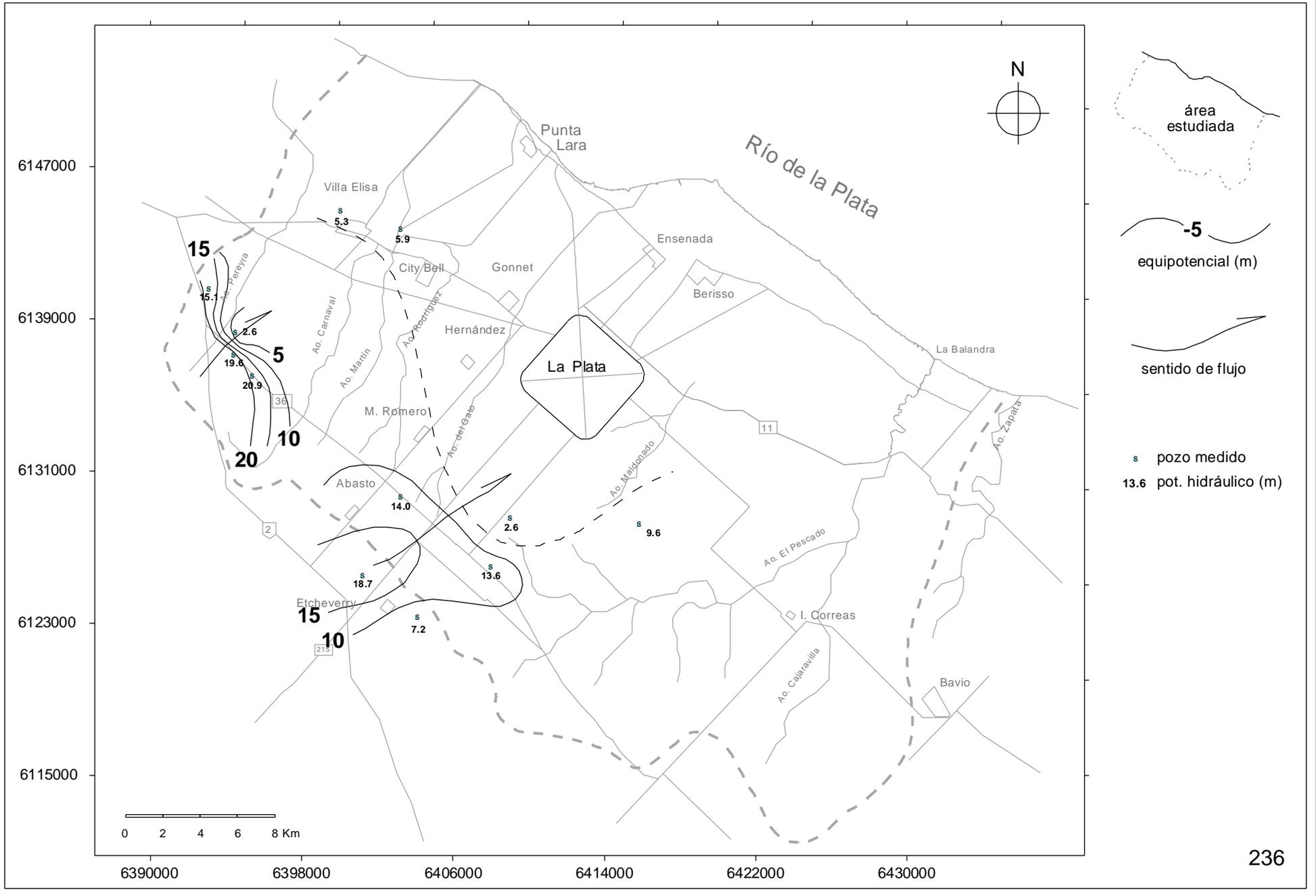
Mapa 14



RED DE FLUJO

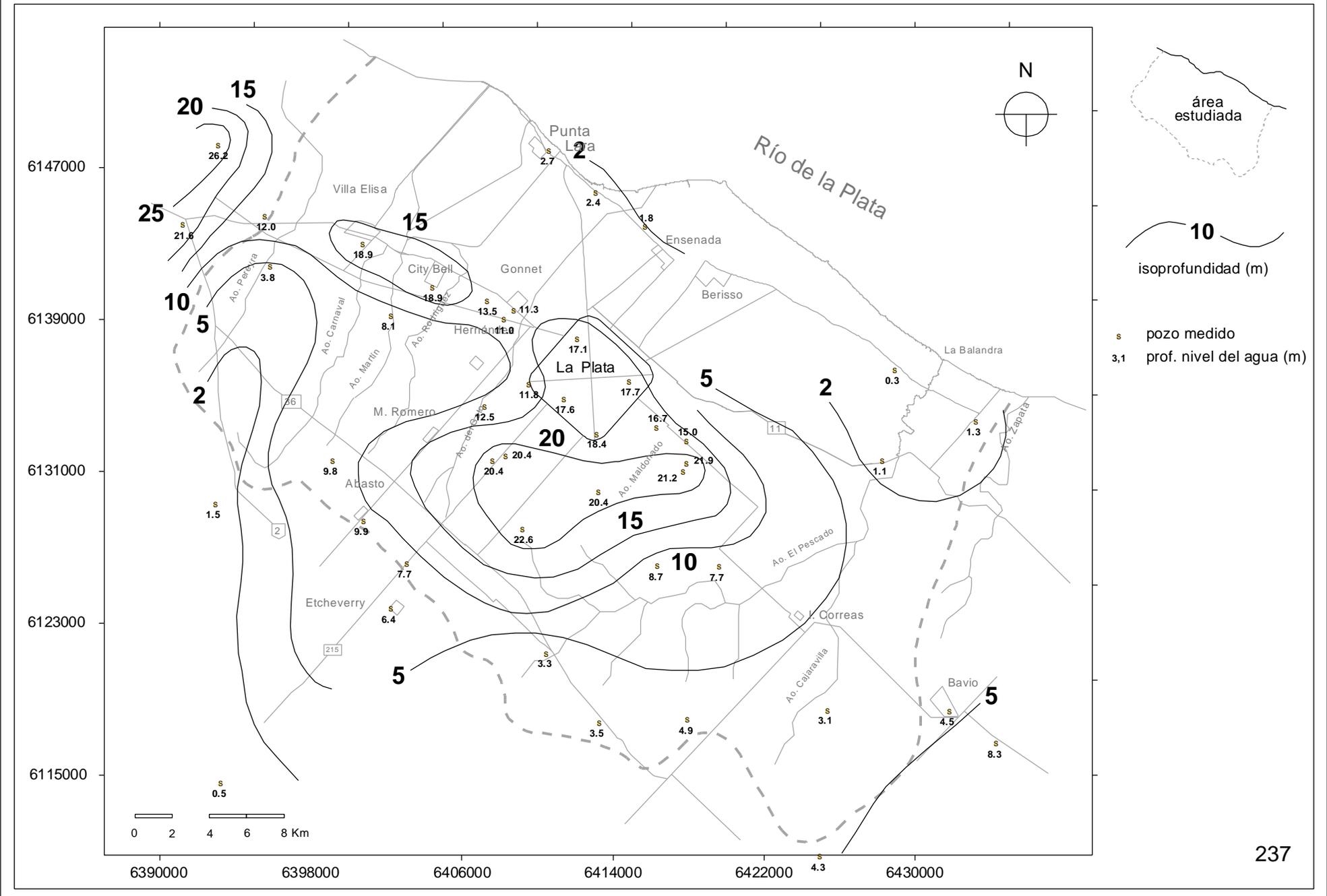
Acuíferos Pampeano y Puelche

Mapa 15



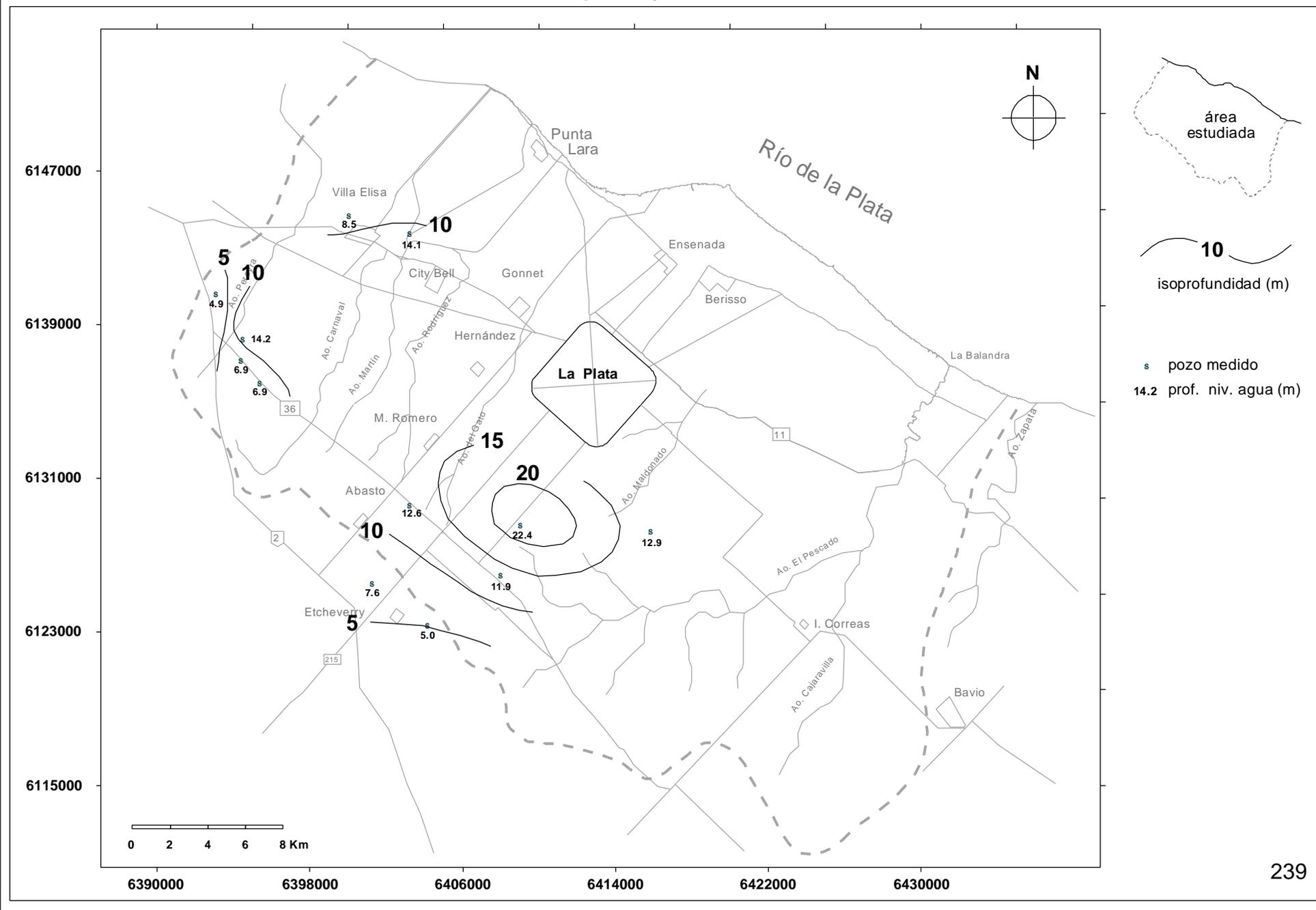
PROFUNDIDAD DE LA SUPERFICIE PIEZOMÉTRICA Acuífero Puelche

Mapa 16



PROFUNDIDAD DEL AGUA Acuíferos Pampeano y Puelche

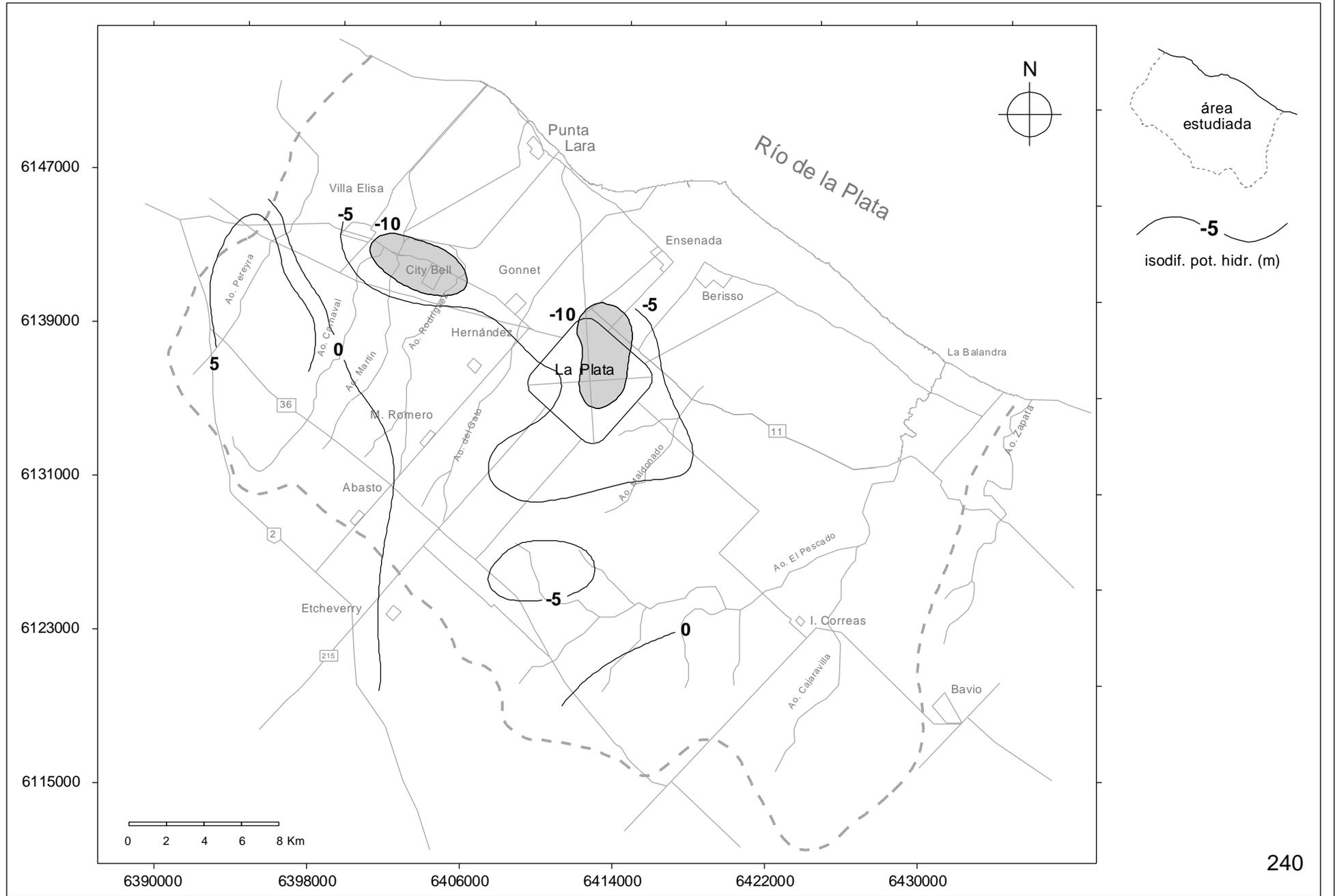
Mapa 18



DIFERENCIA DE POTENCIAL HIDRÁULICO

Acuíferos Puelche y Pampeano

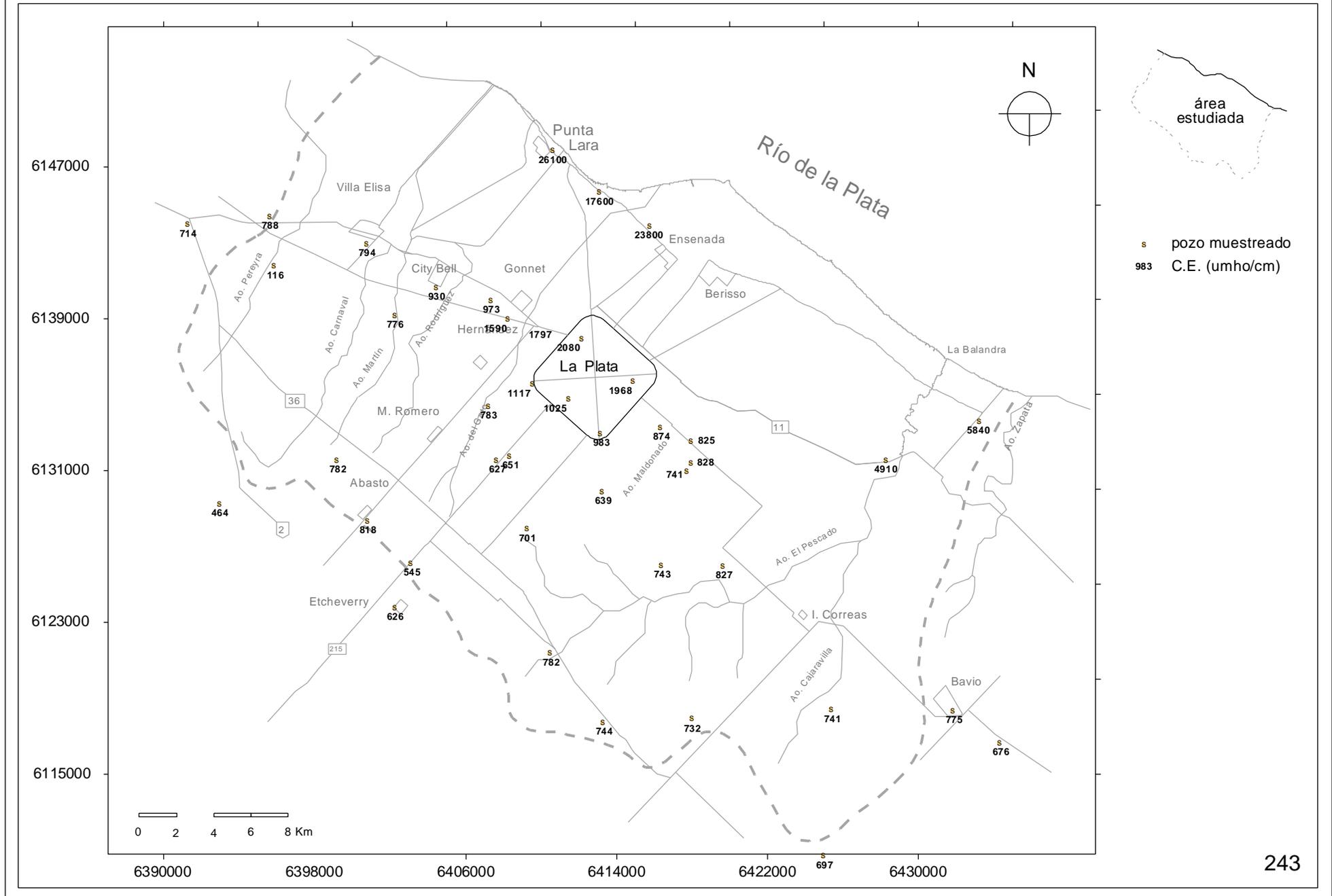
Mapa 19



CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Acuífero Puelche

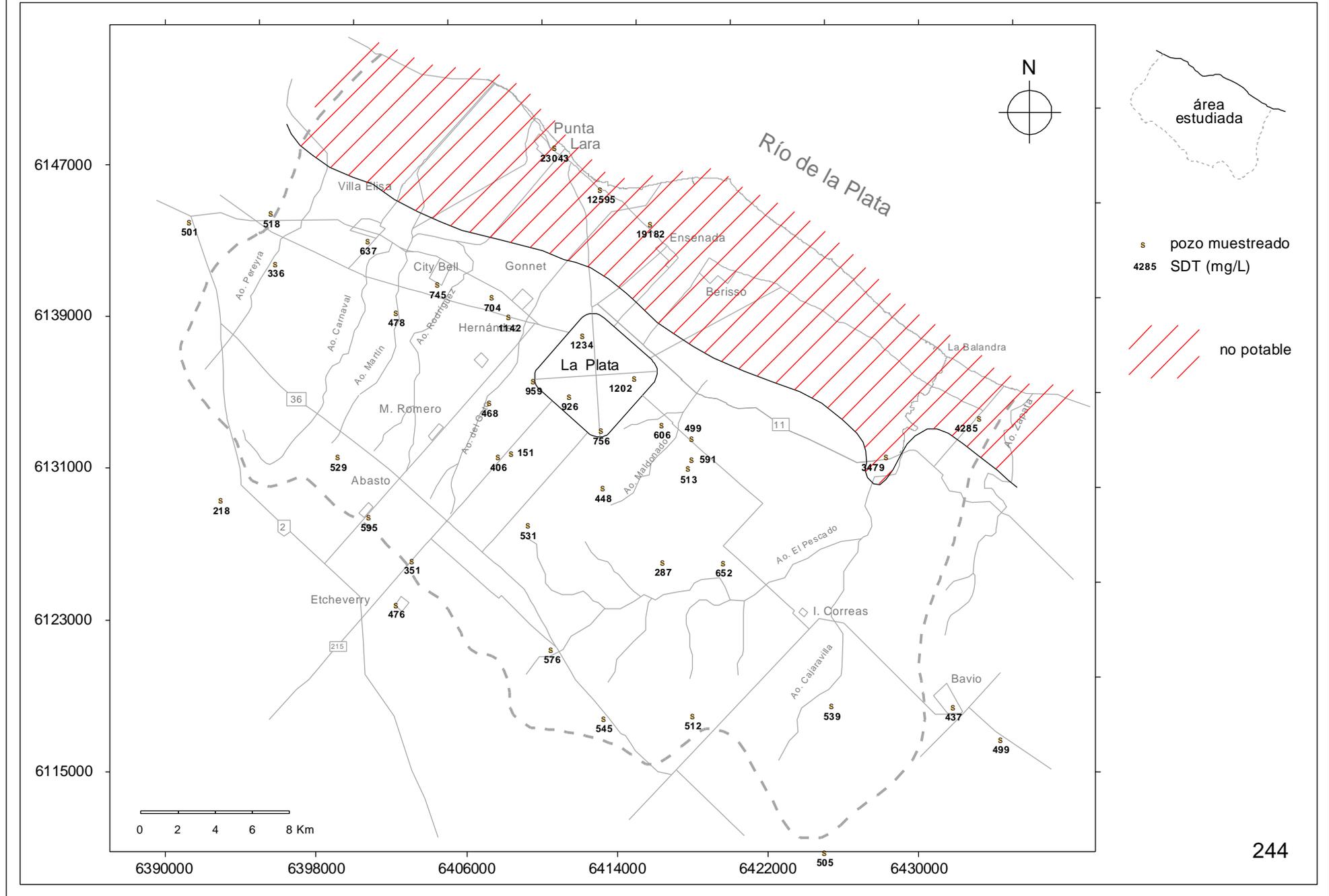
Mapa 22



SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES

Acuífero Puelche

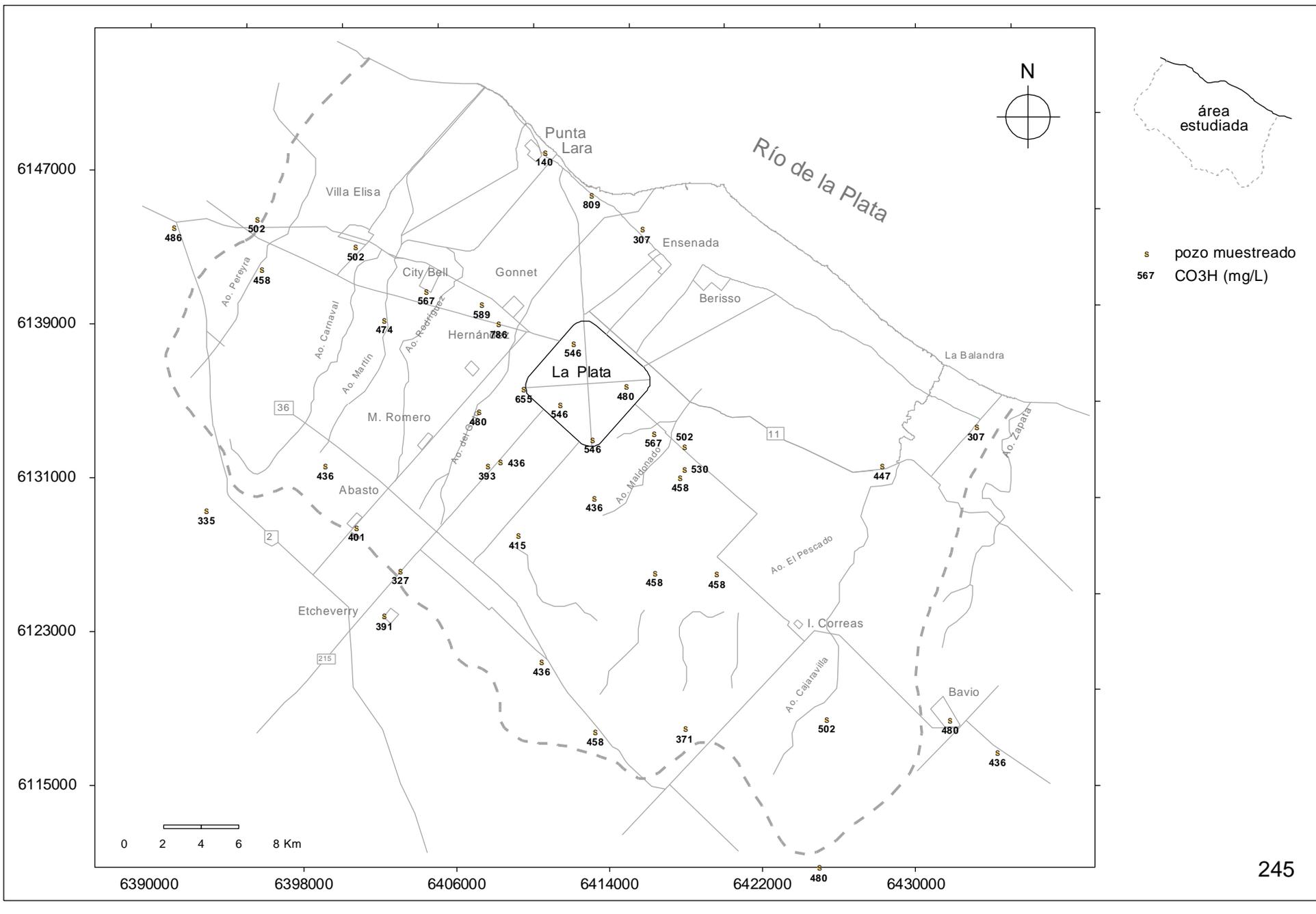
Mapa 23



BICARBONATOS

Acuífero Puelche

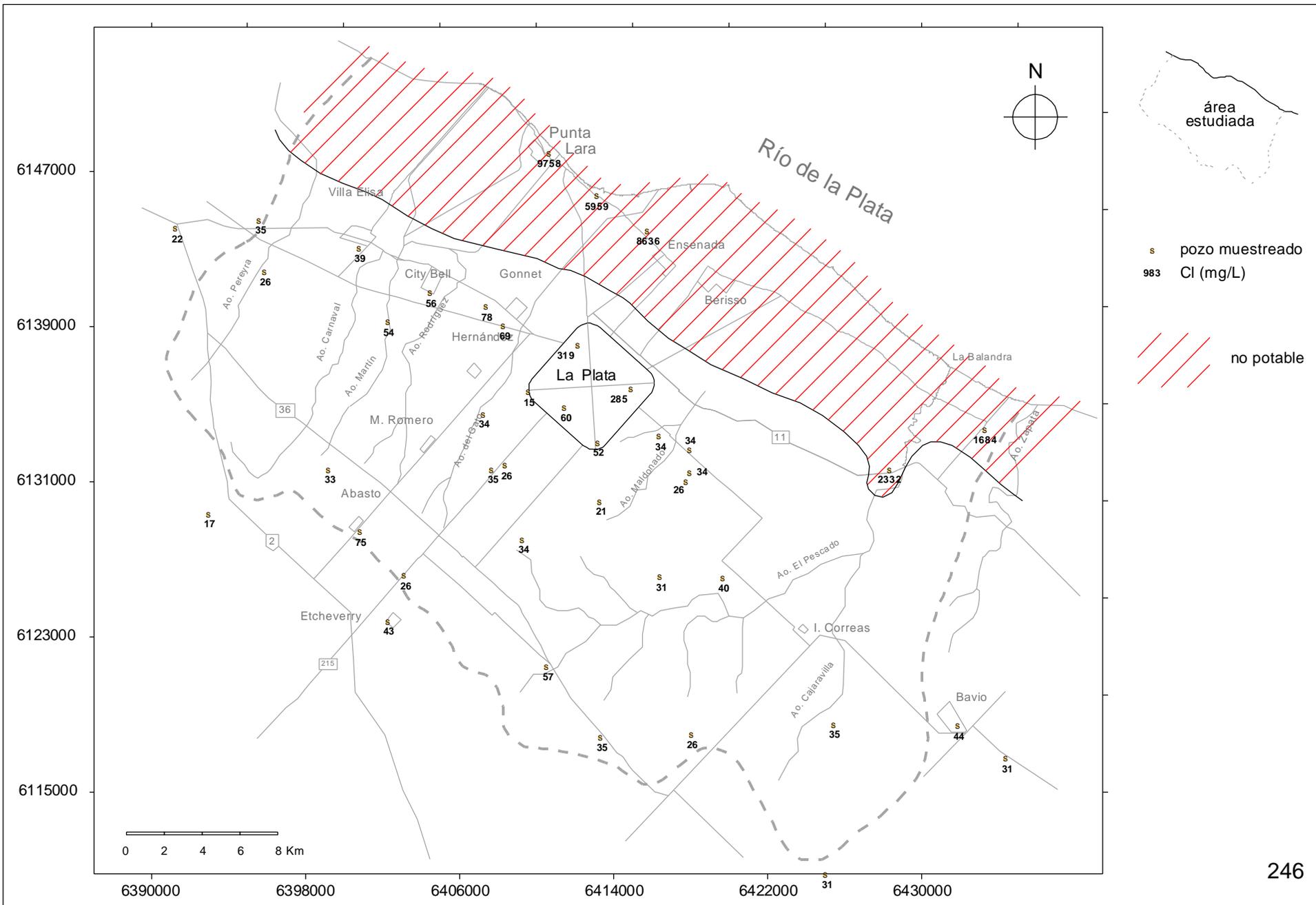
Mapa 24



CLORUROS

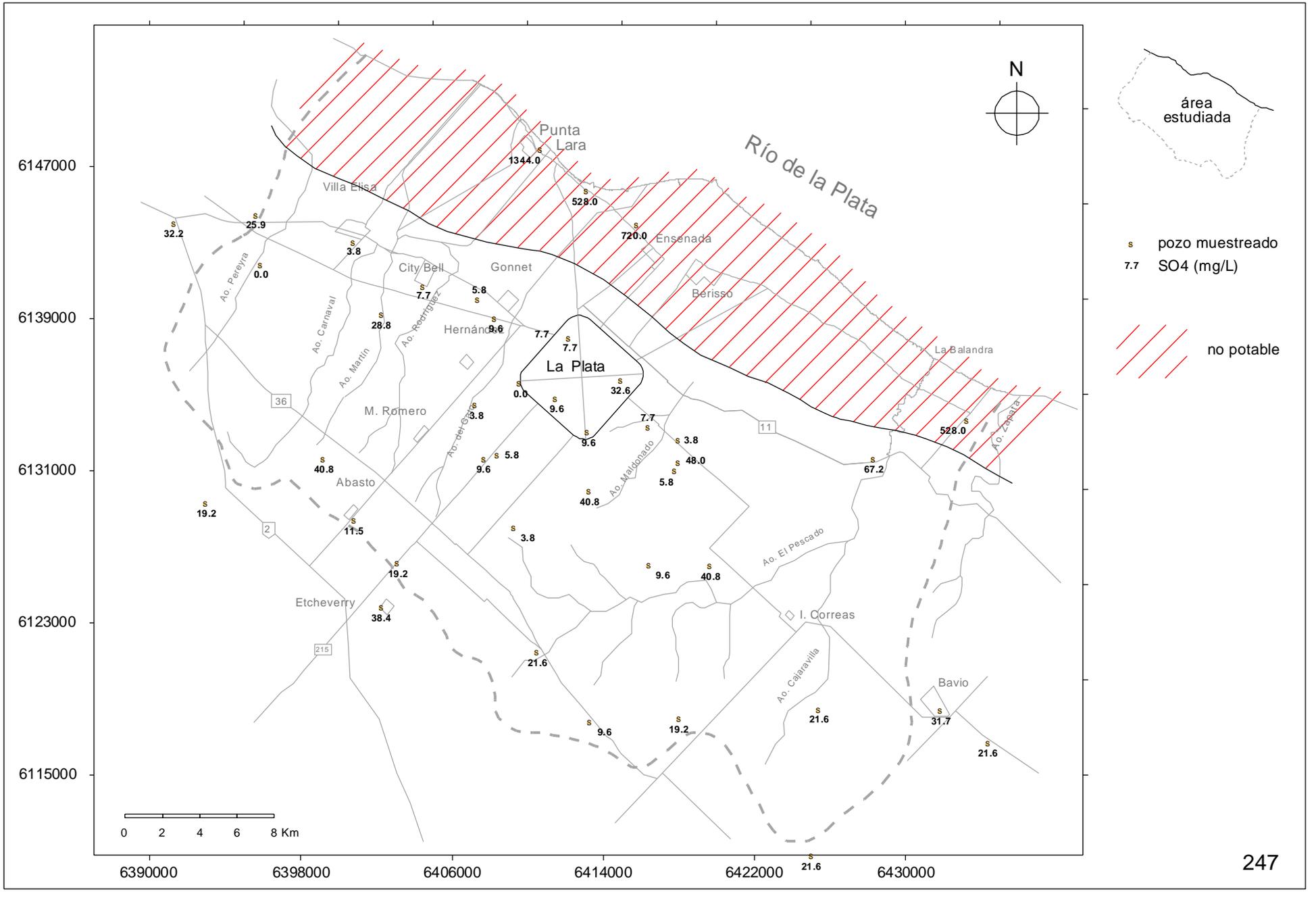
Acuífero Puelche

Mapa 25



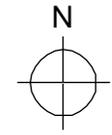
SULFATOS

Acuífero Puelche

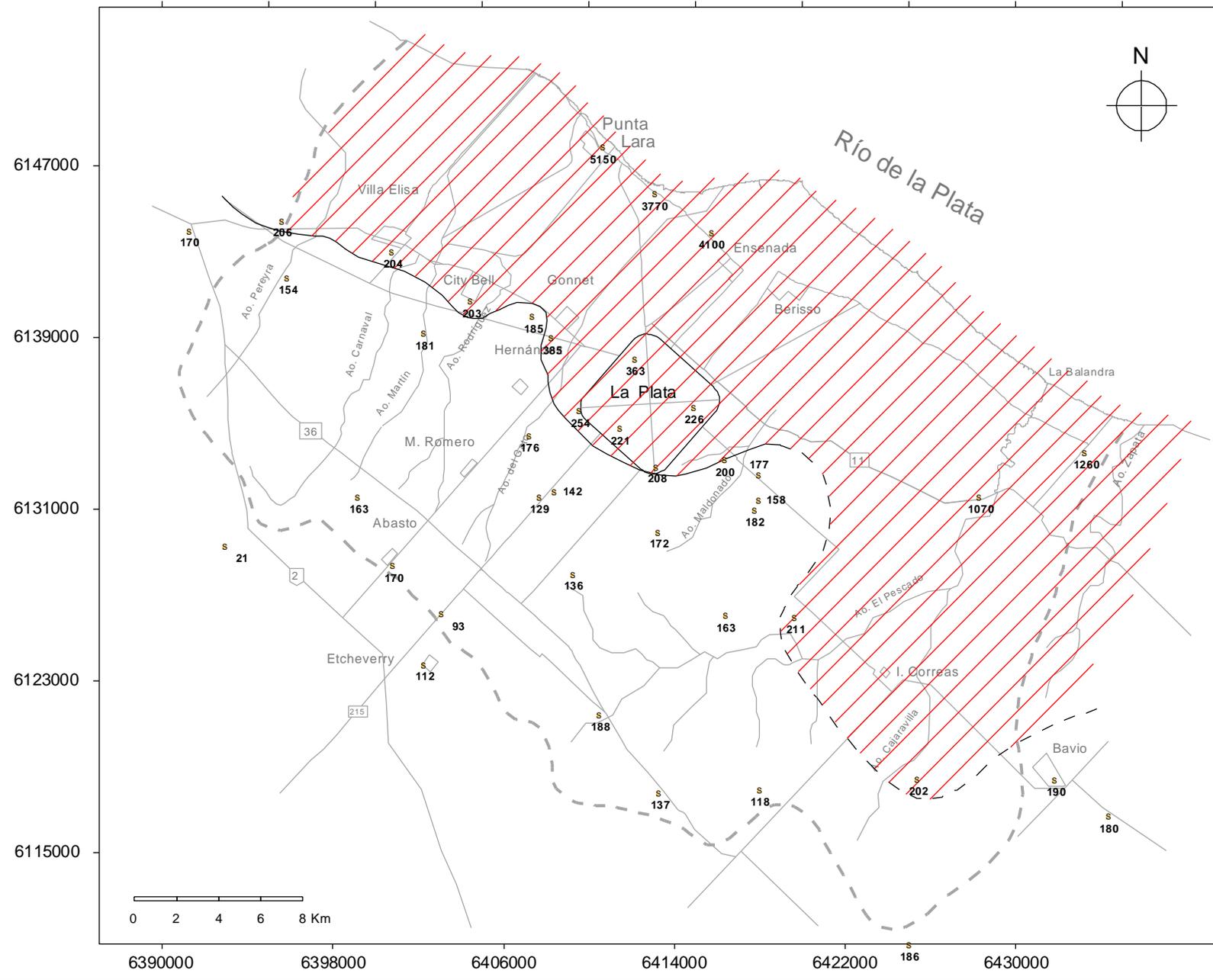


SODIO Acuífero Puelche

Mapa 27



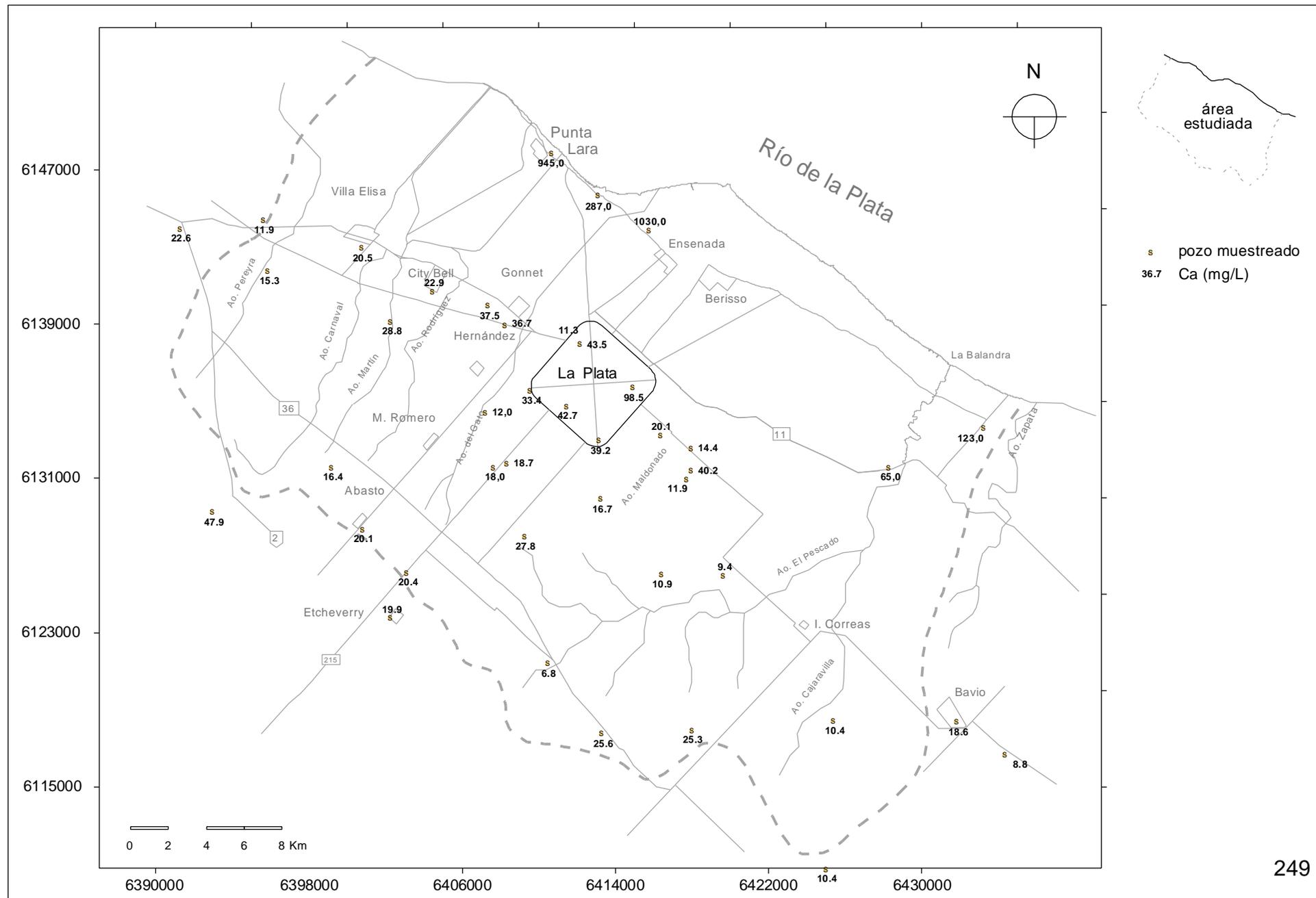
s pozo muestreado
7.7 Na (mg/L)



CALCIO

Acuífero Puelche

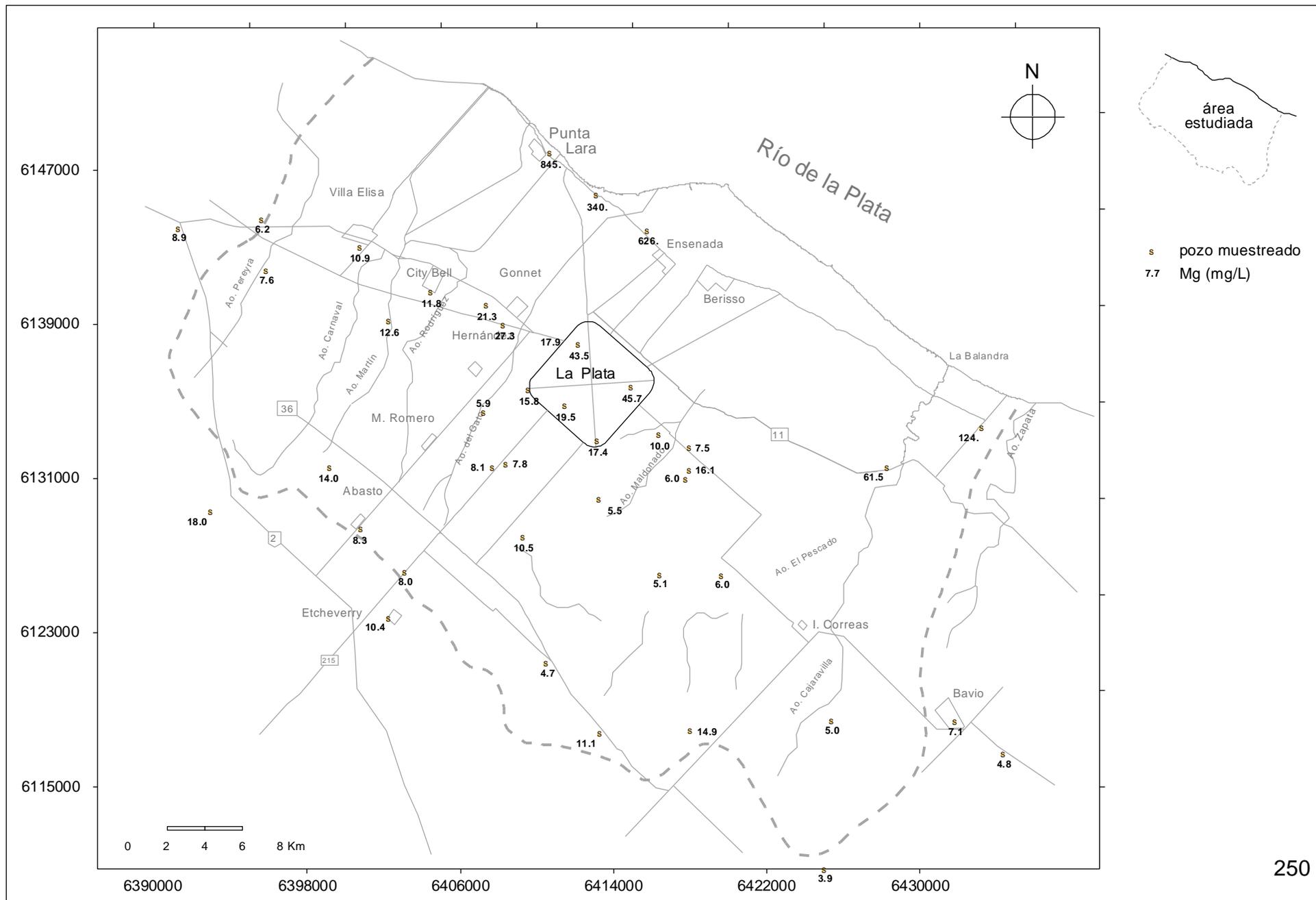
Mapa 28



MAGNESIO

Acuífero Puelche

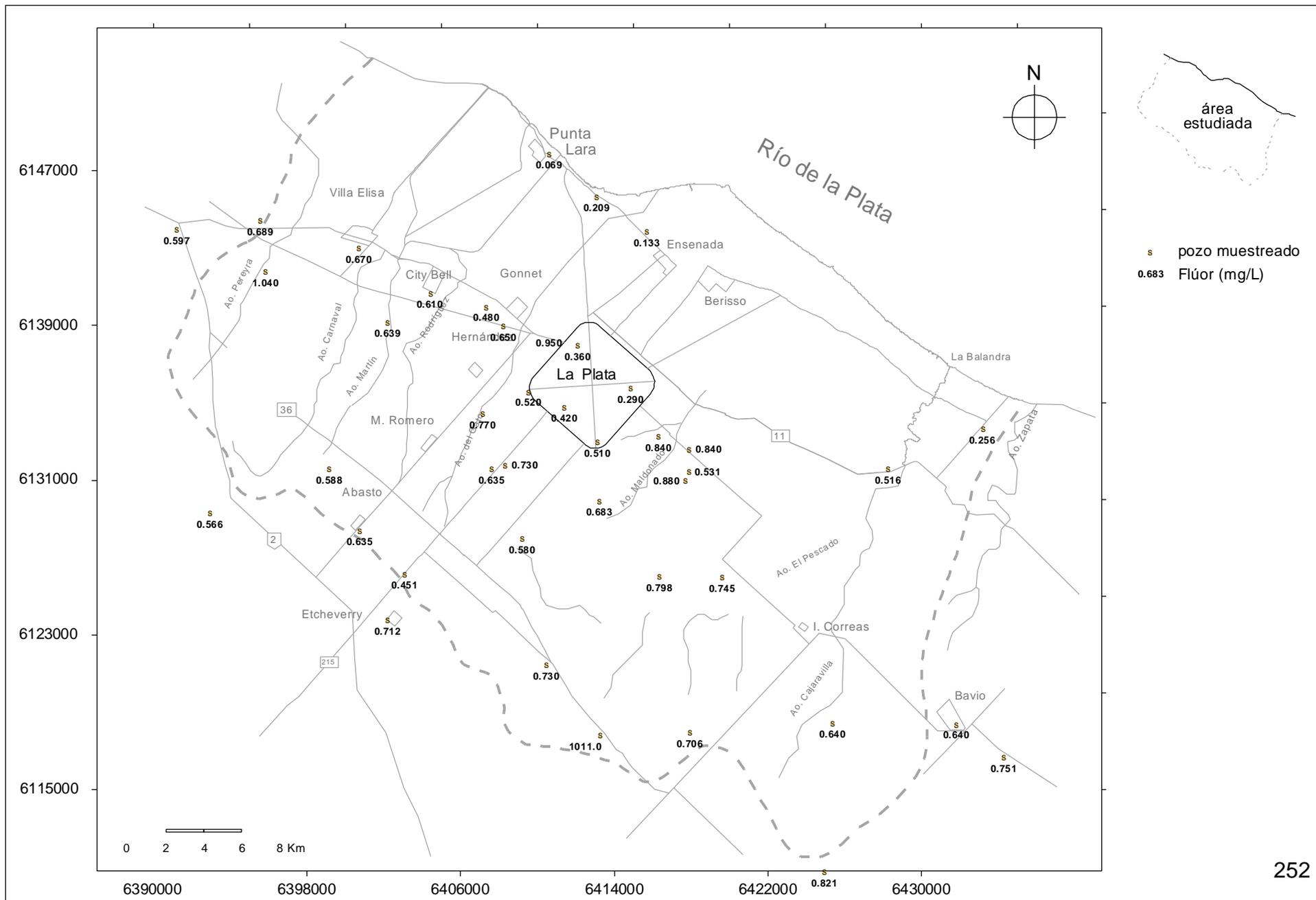
Mapa 29



FLÚOR

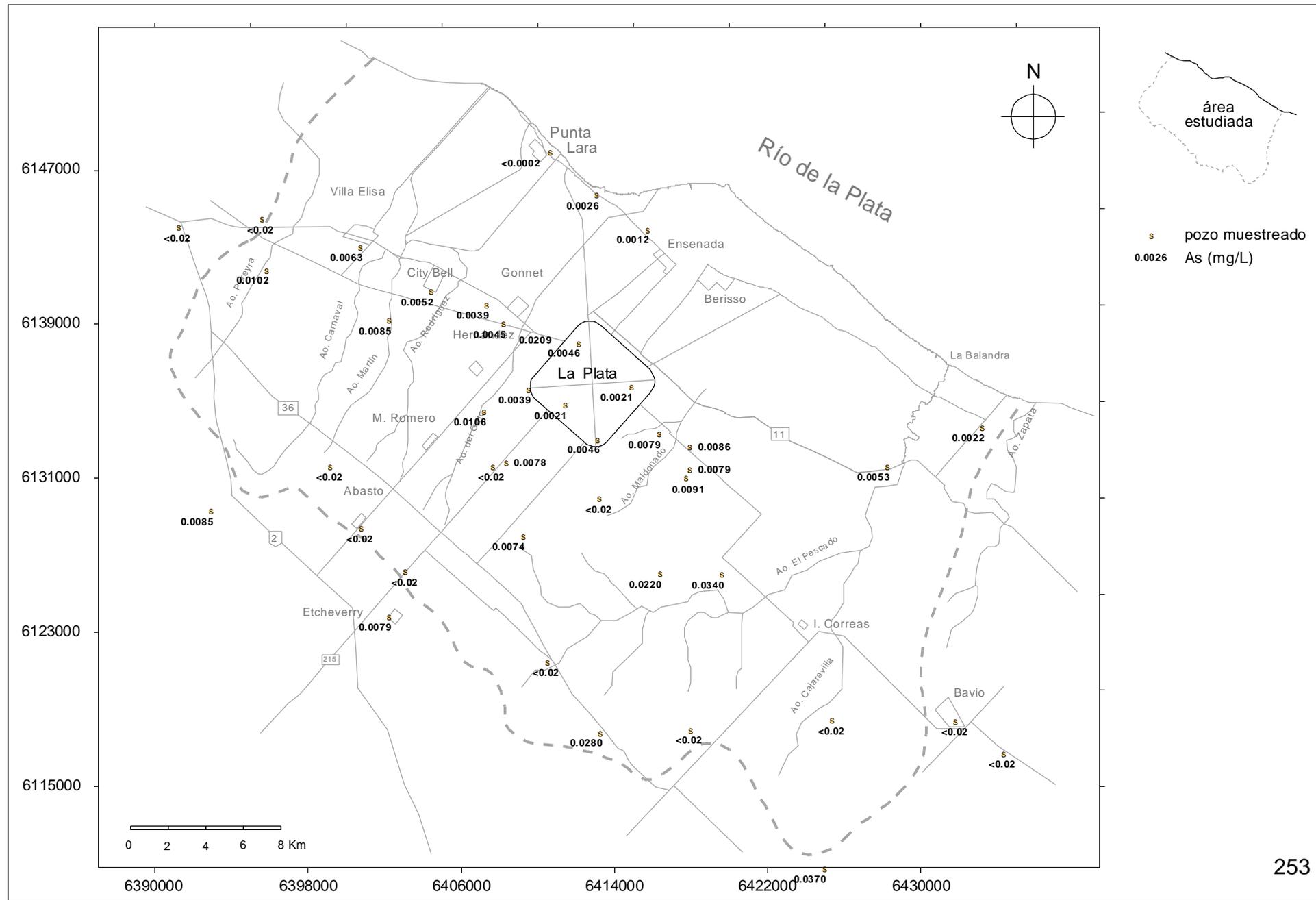
Acuífero Puelche

Mapa 31



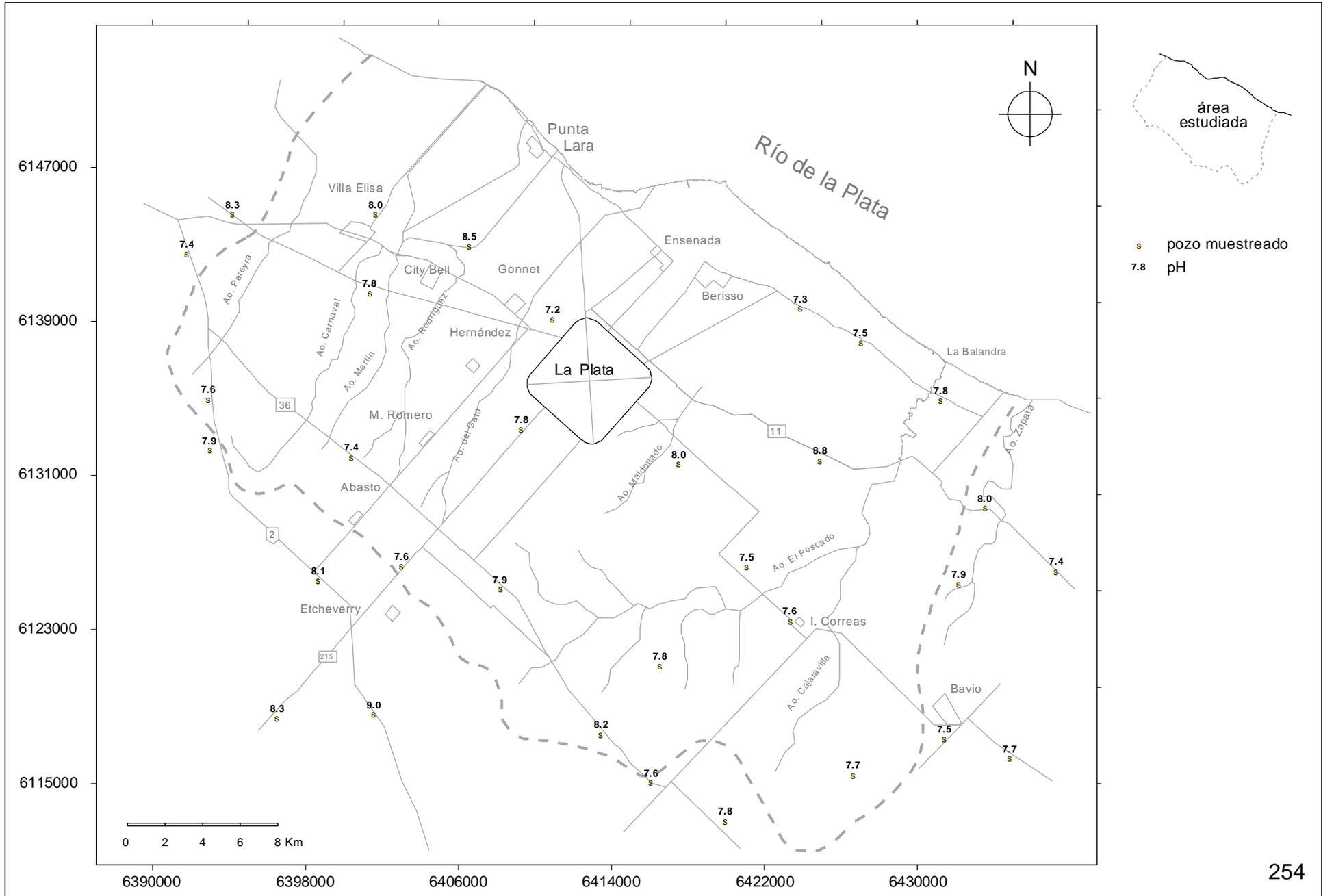
ARSÉNICO Acuífero Puelche

Mapa 32



pH Acuífero Pampeano

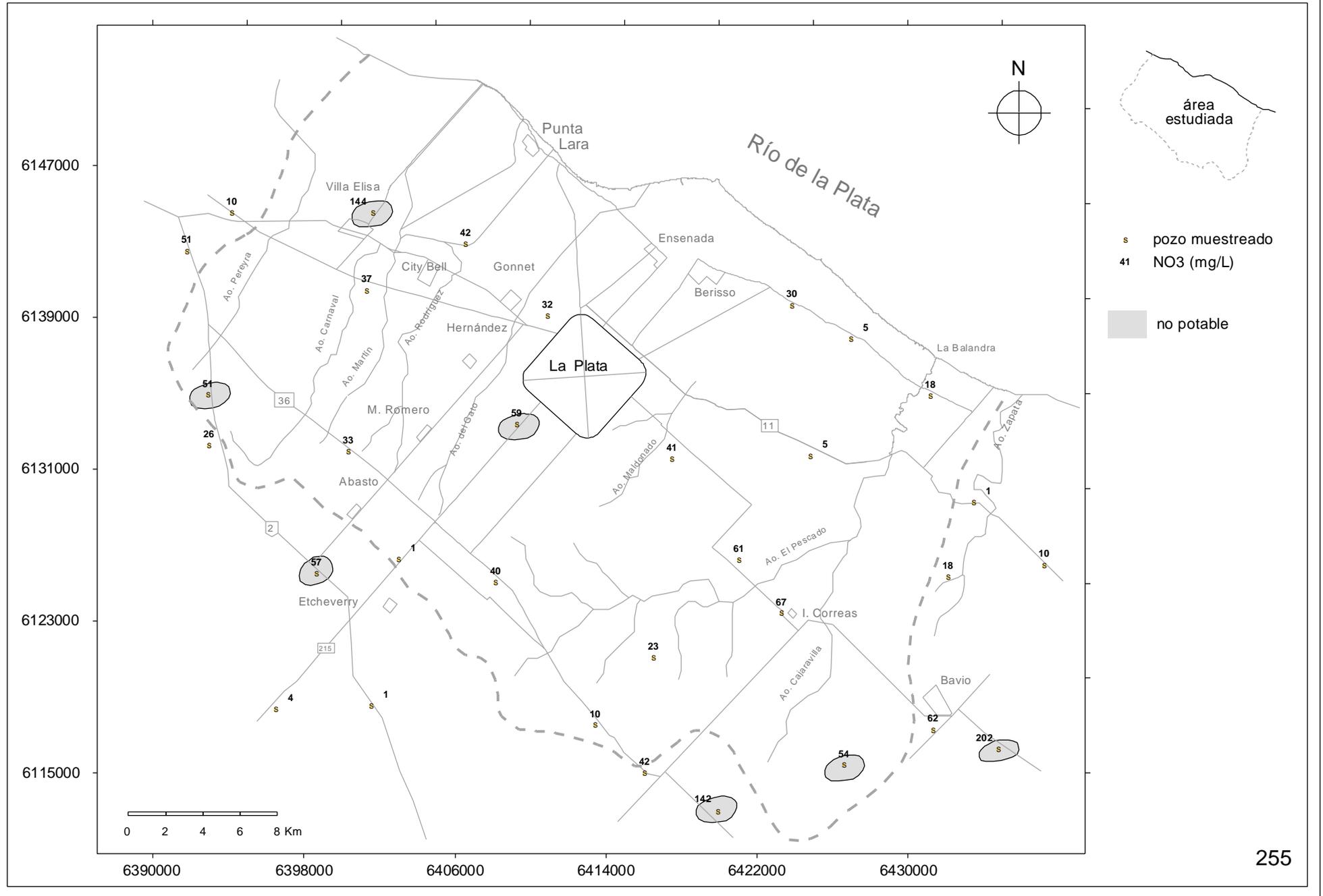
Mapa 33



NITRATOS

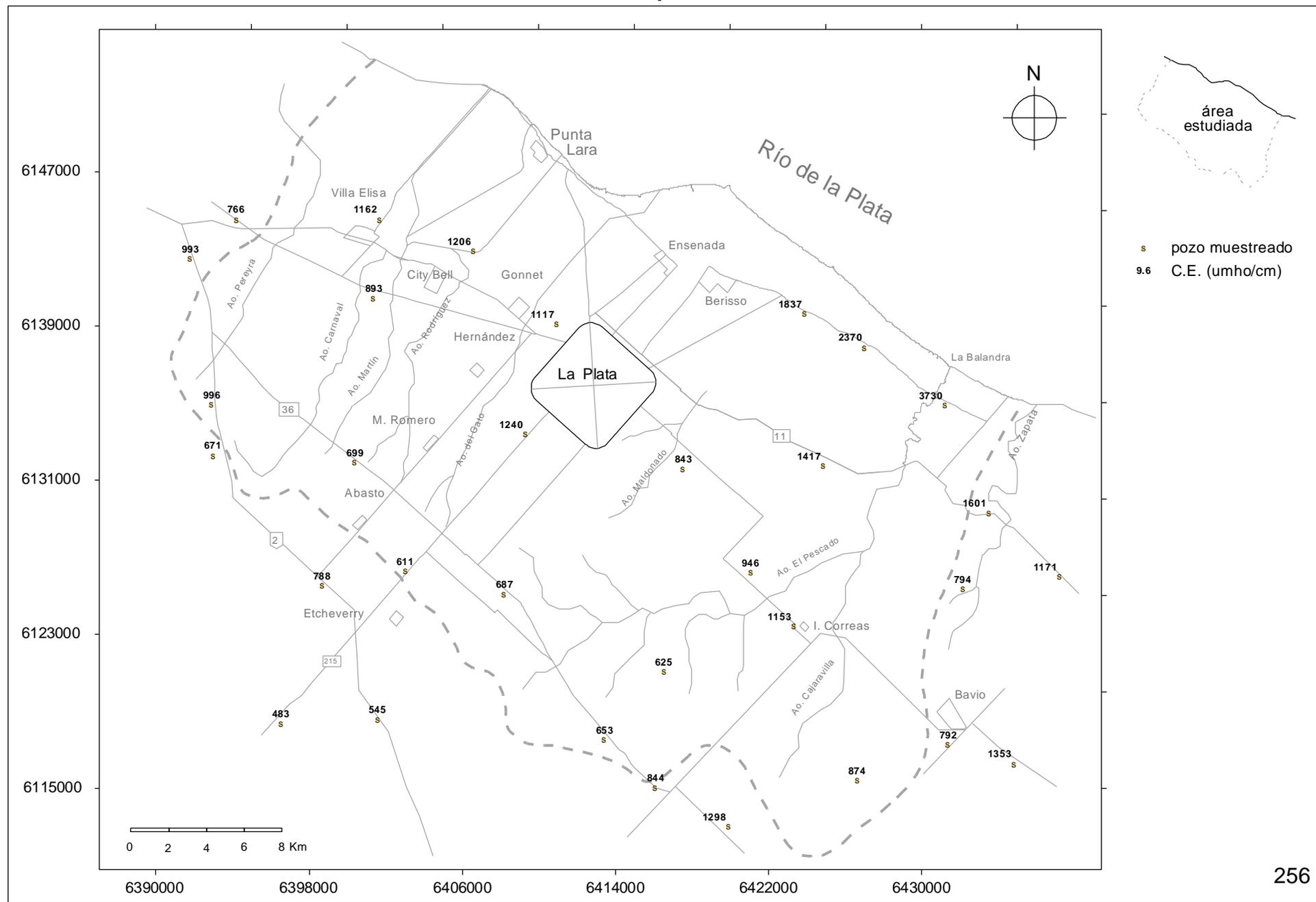
Acuífero Pampeano

Mapa 34



CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA Acuífero Pampeano

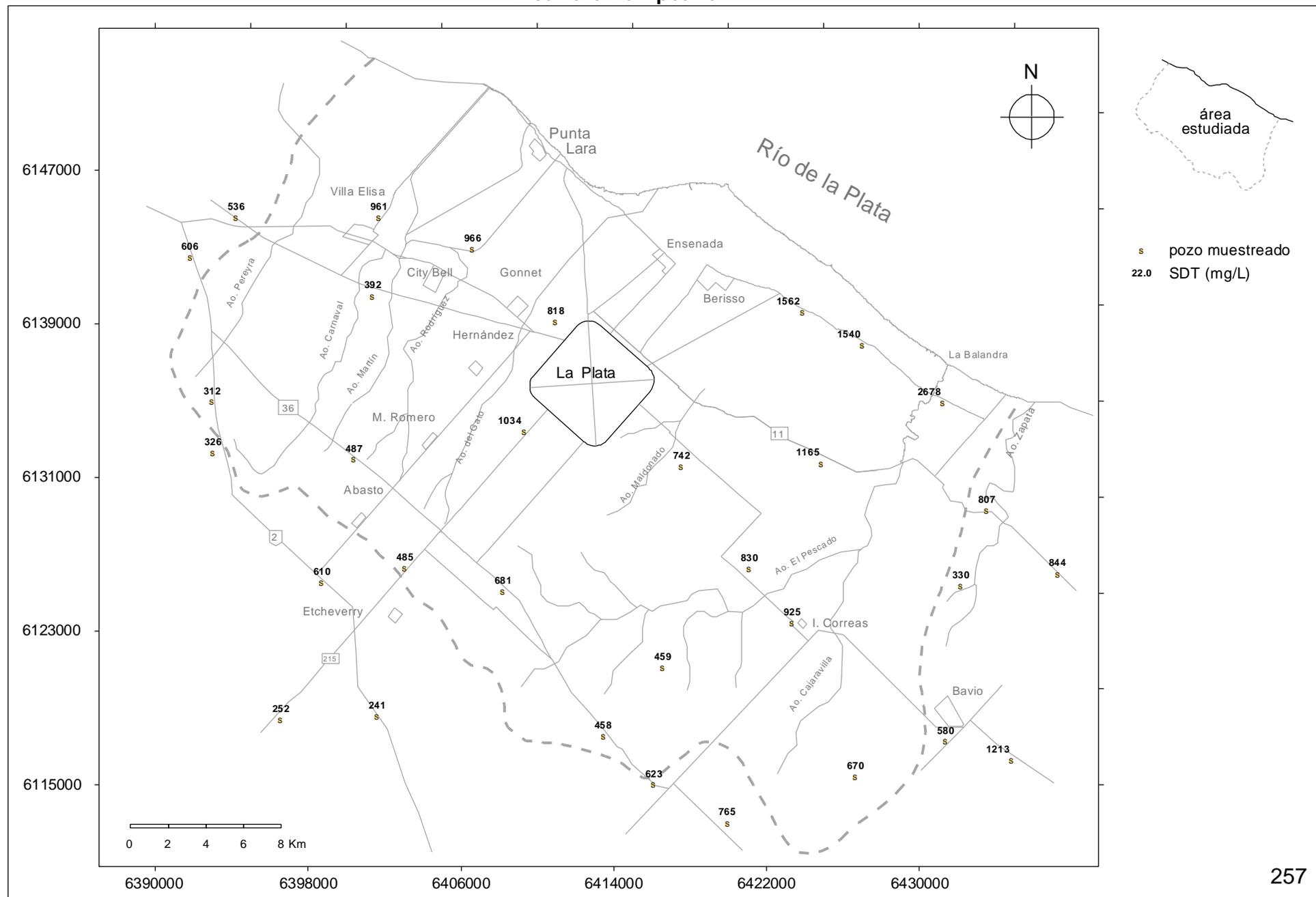
Mapa 35



SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES

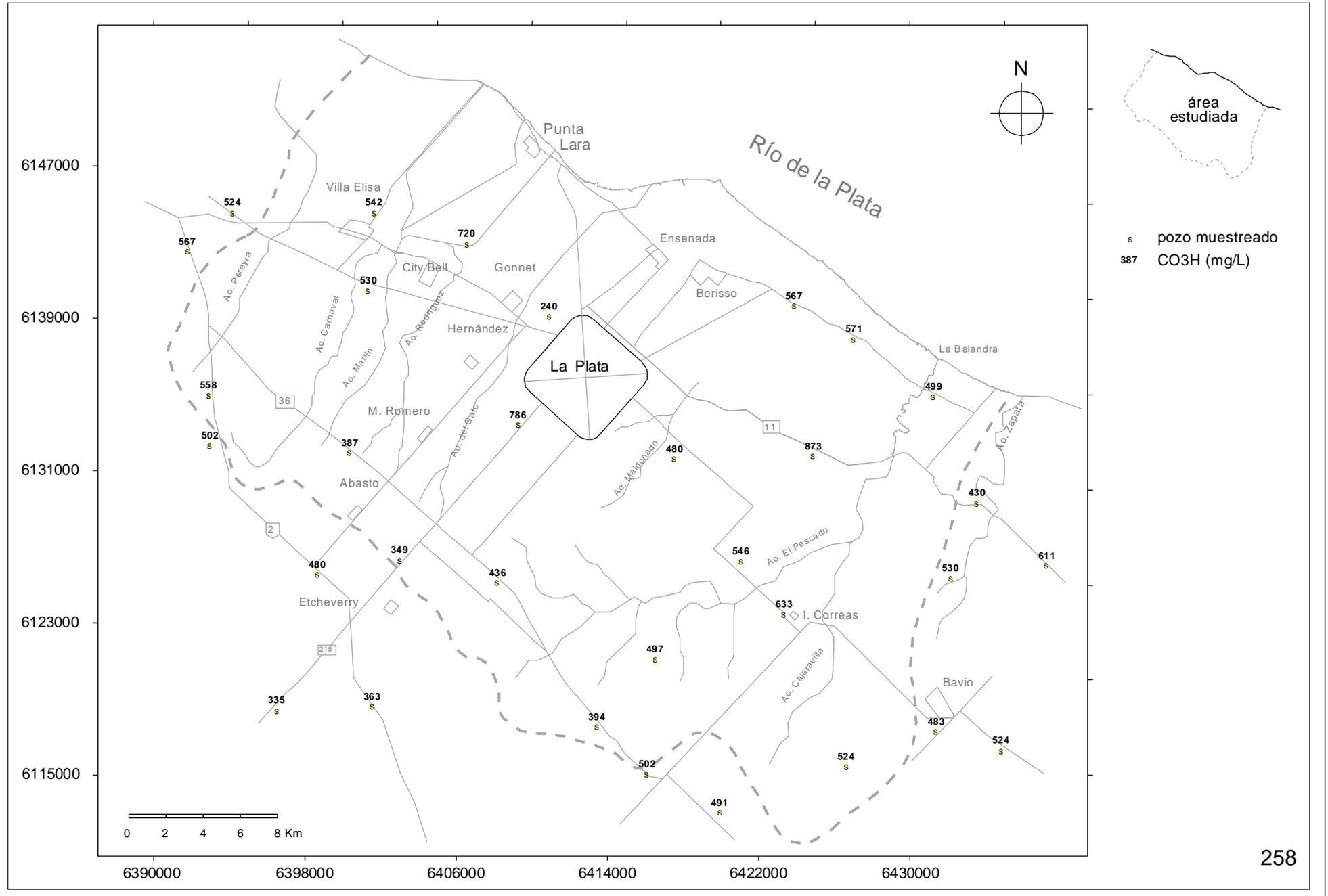
Acuífero Pampeano

Mapa 36



BICARBONATOS Acuífero Pampeano

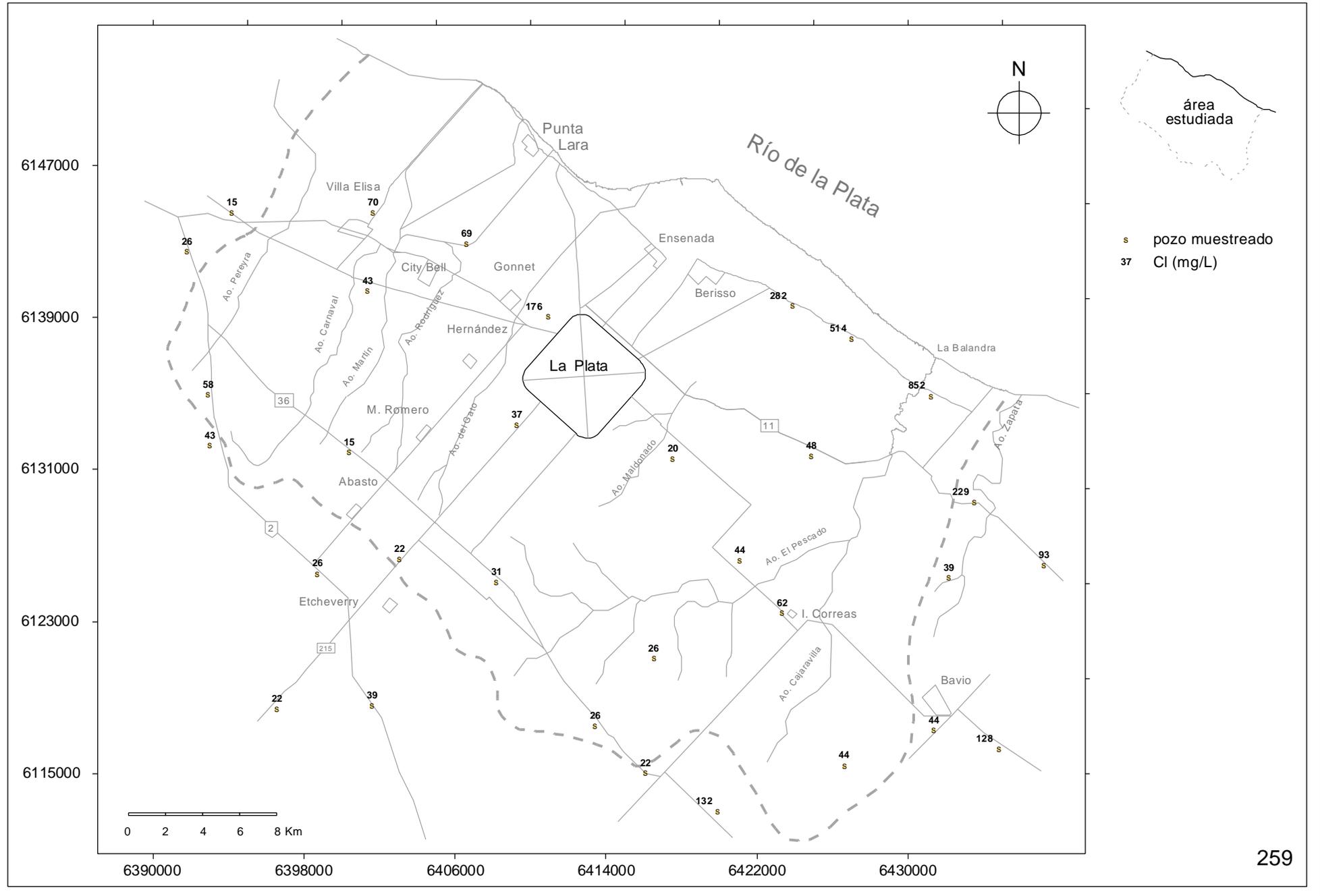
Mapa 37



CLORUROS

Acuífero Pampeano

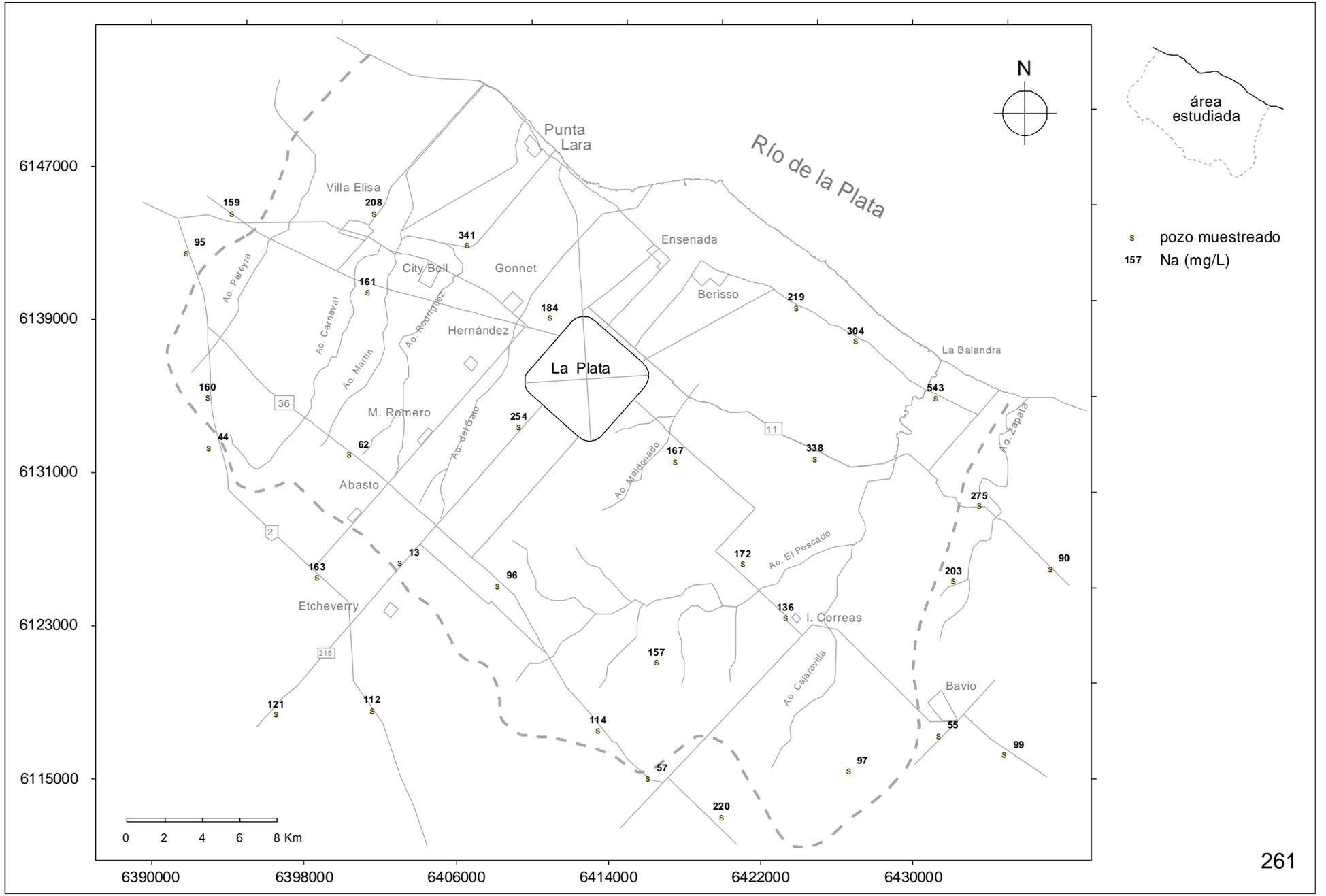
Mapa 38



SODIO

Acuífero Pampeano

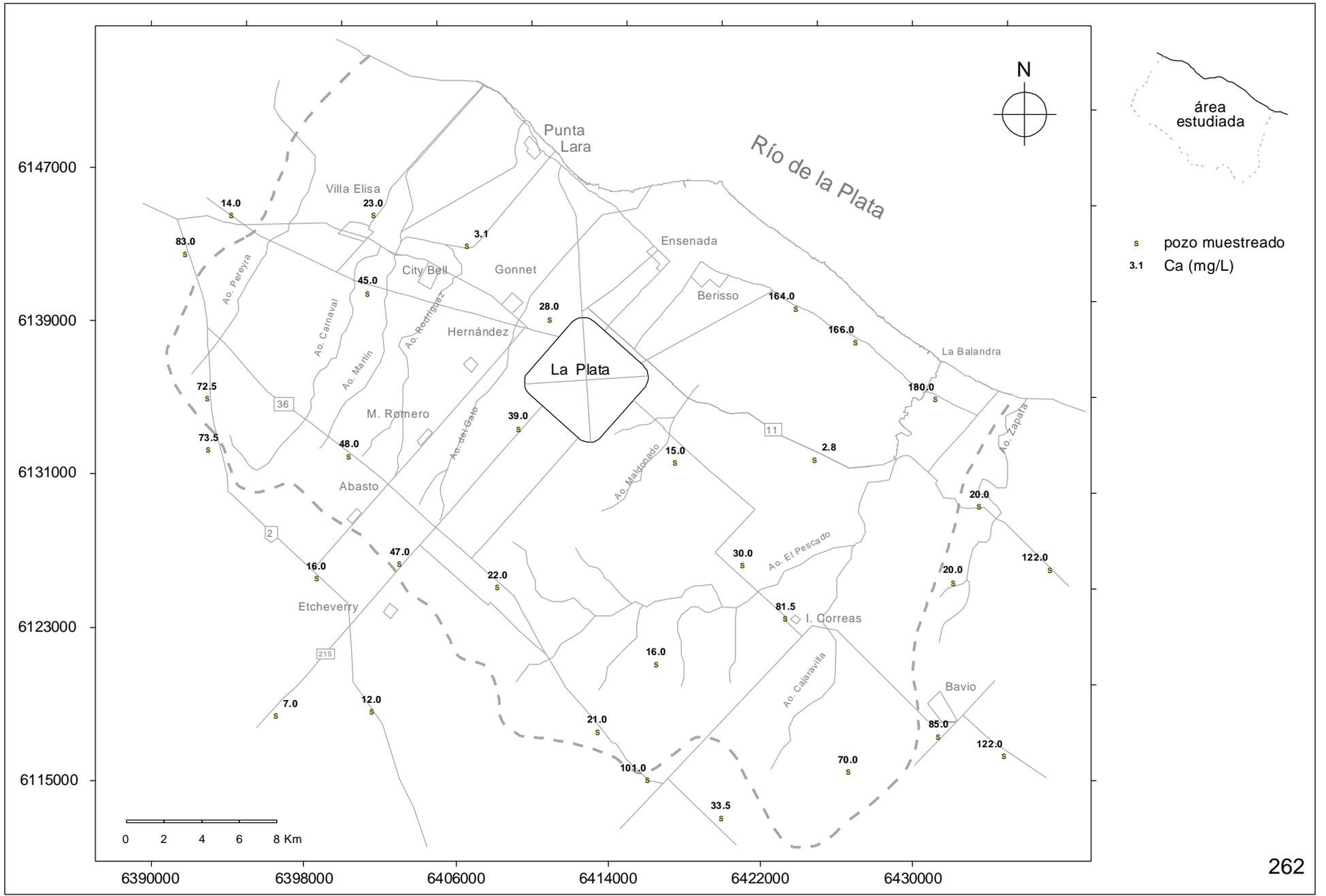
Mapa 40



CALCIO

Acuífero Pampeano

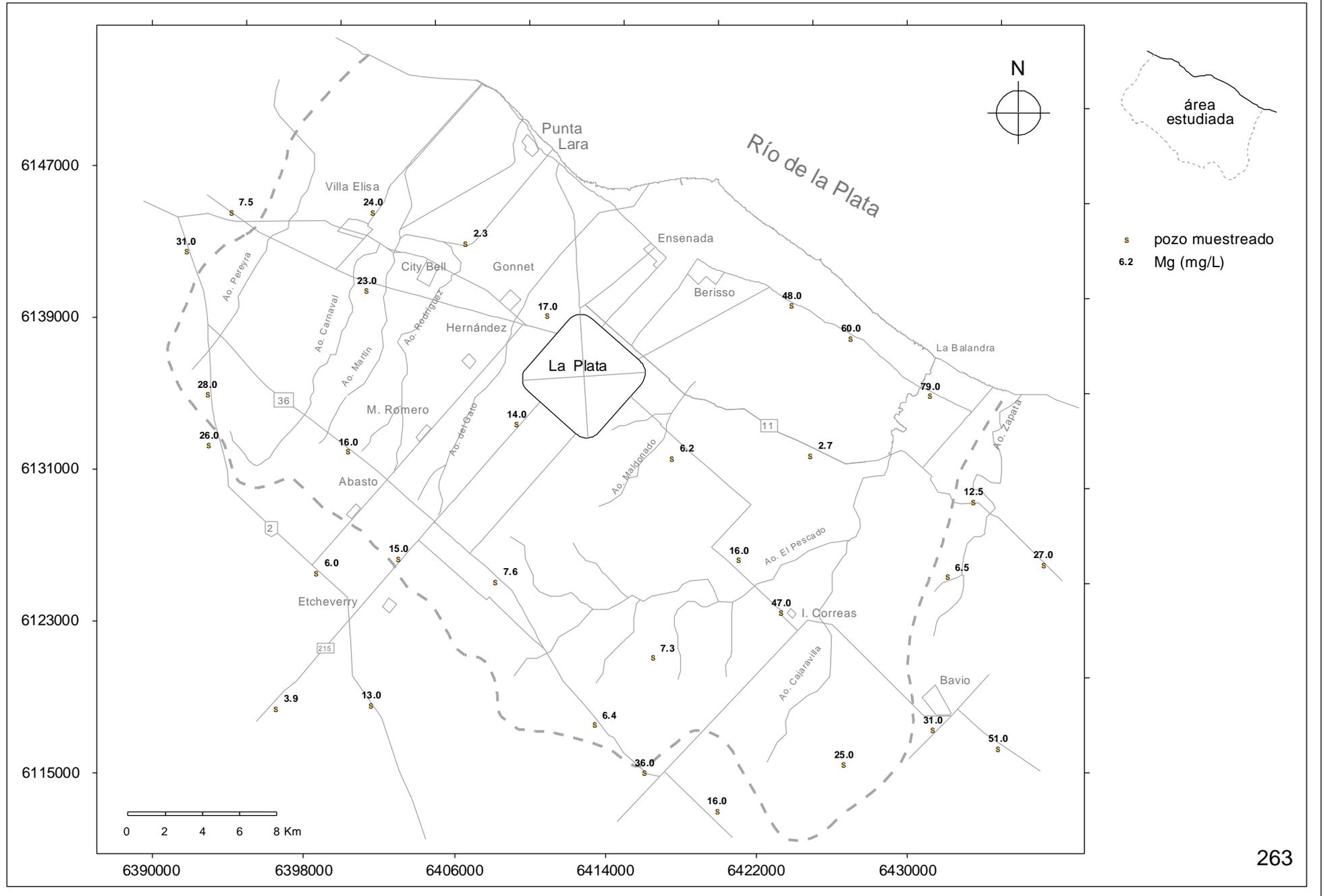
Mapa 41



MAGNESIO

Acuífero Pampeano

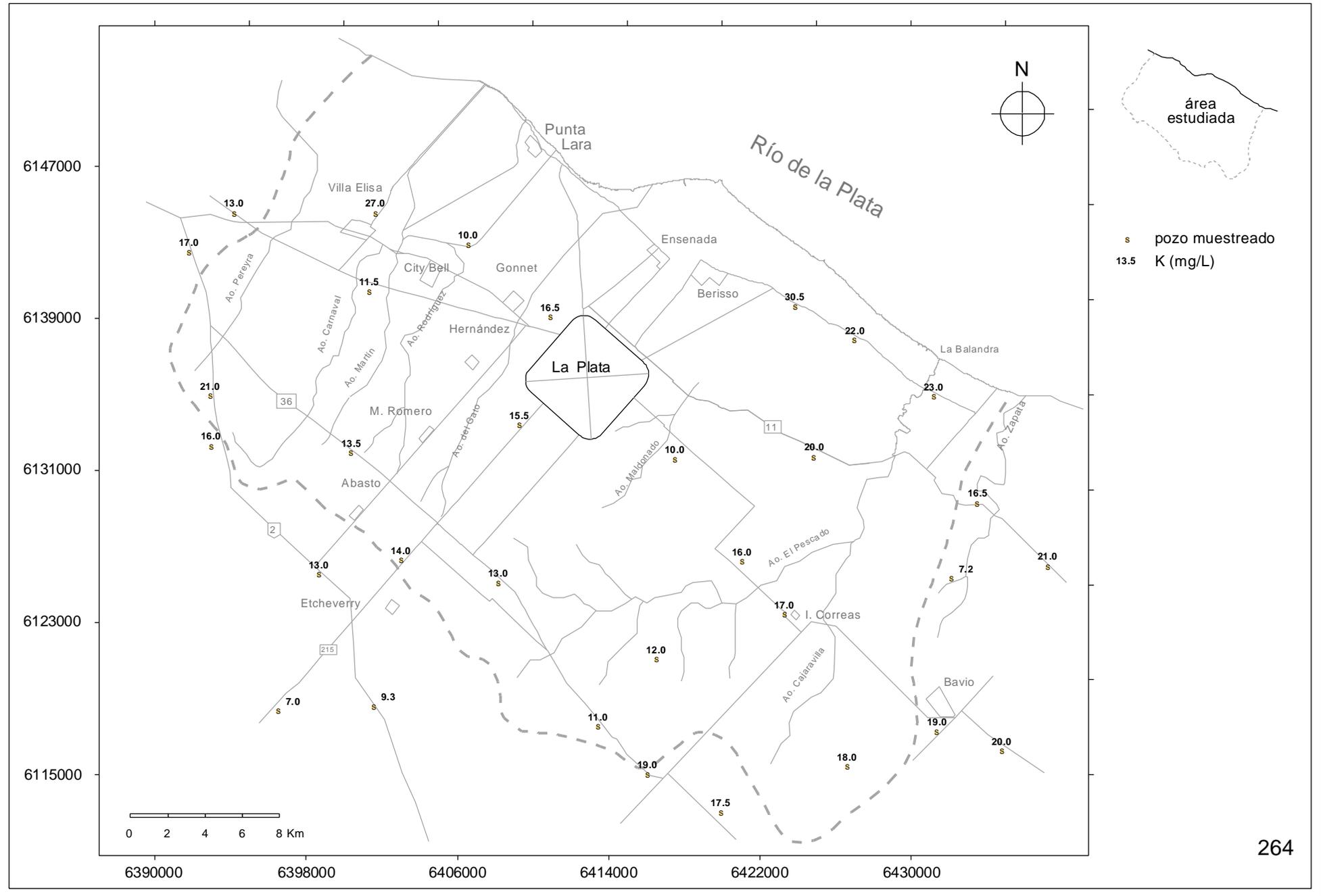
Mapa 42



POTASIO

Acuífero Pampeano

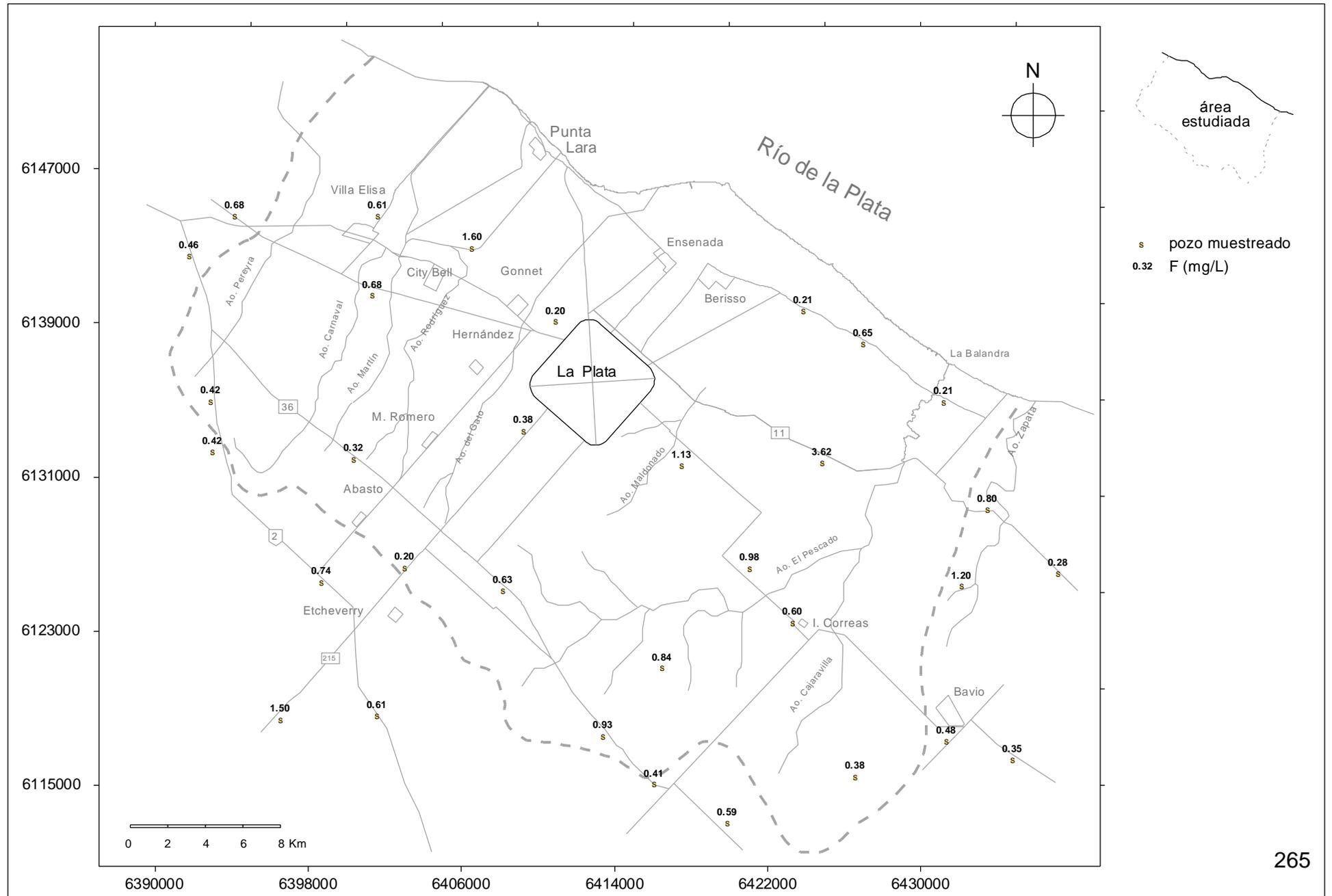
Mapa 43



FLÚOR

Acuífero Pampeano

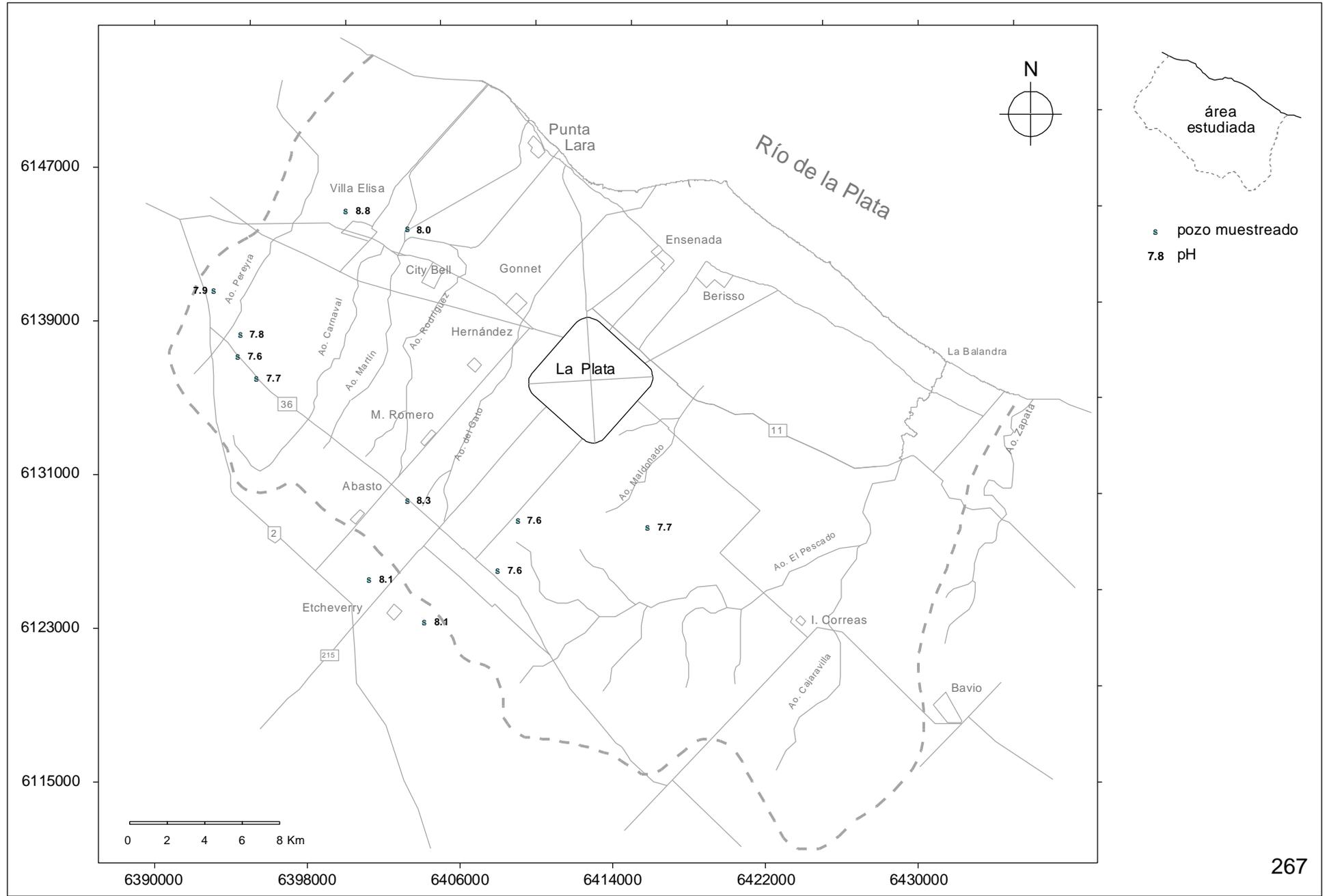
Mapa 44



pH

Acuíferos Pampeano y Puelche

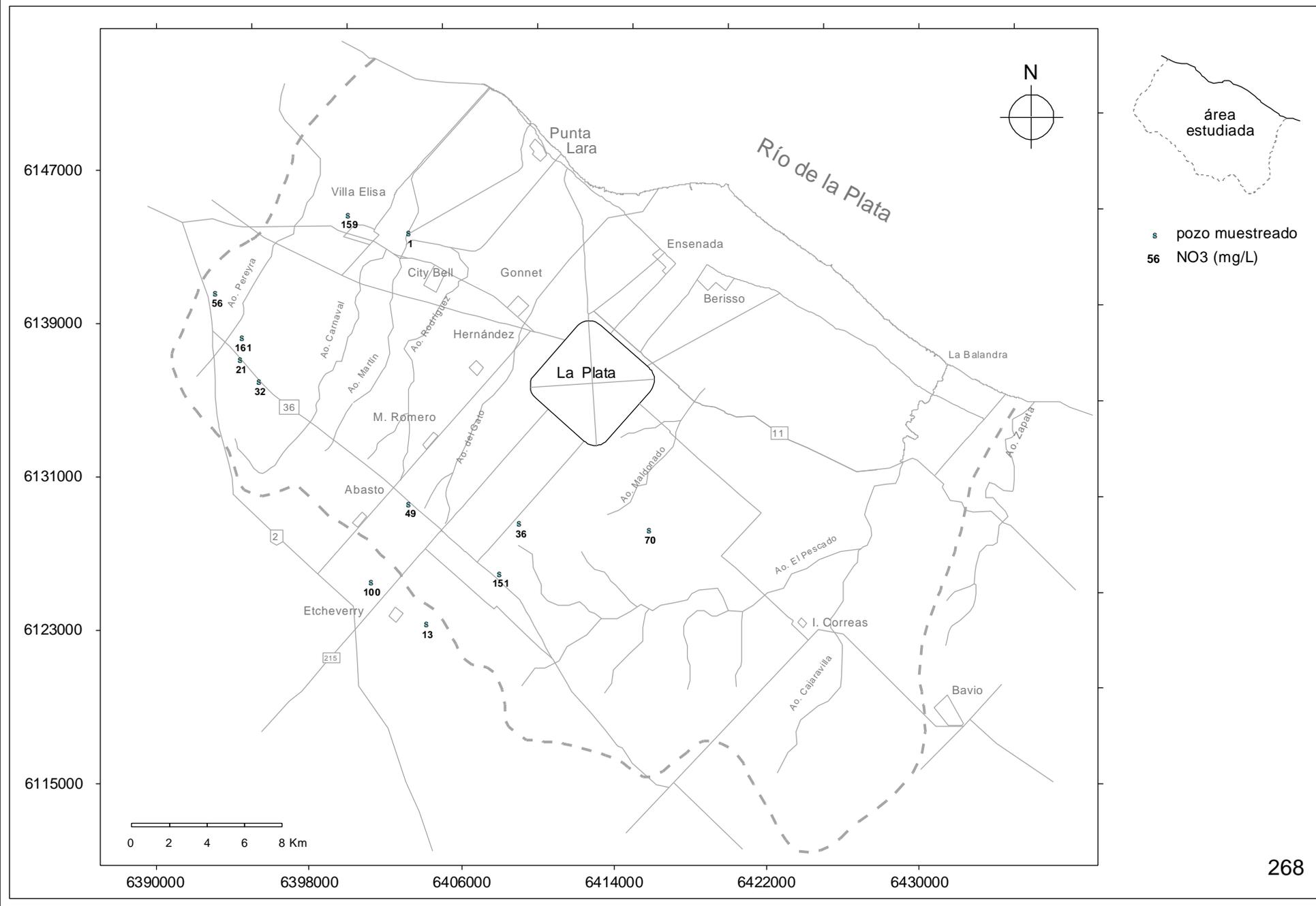
Mapa 46



NITRATOS

Acuíferos Pampeano y Puelche

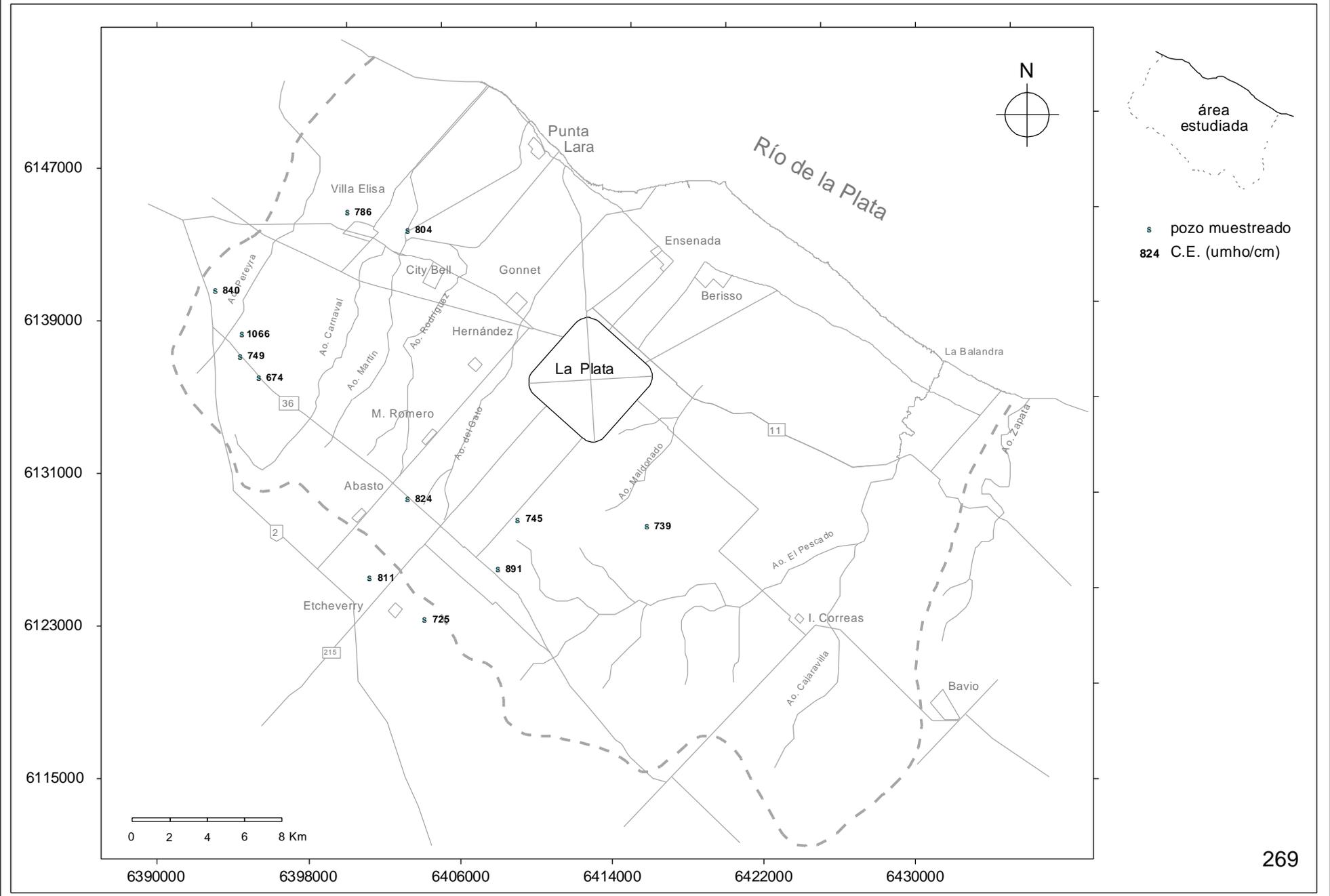
Mapa 47



CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Acuíferos Pampeano y Puelche

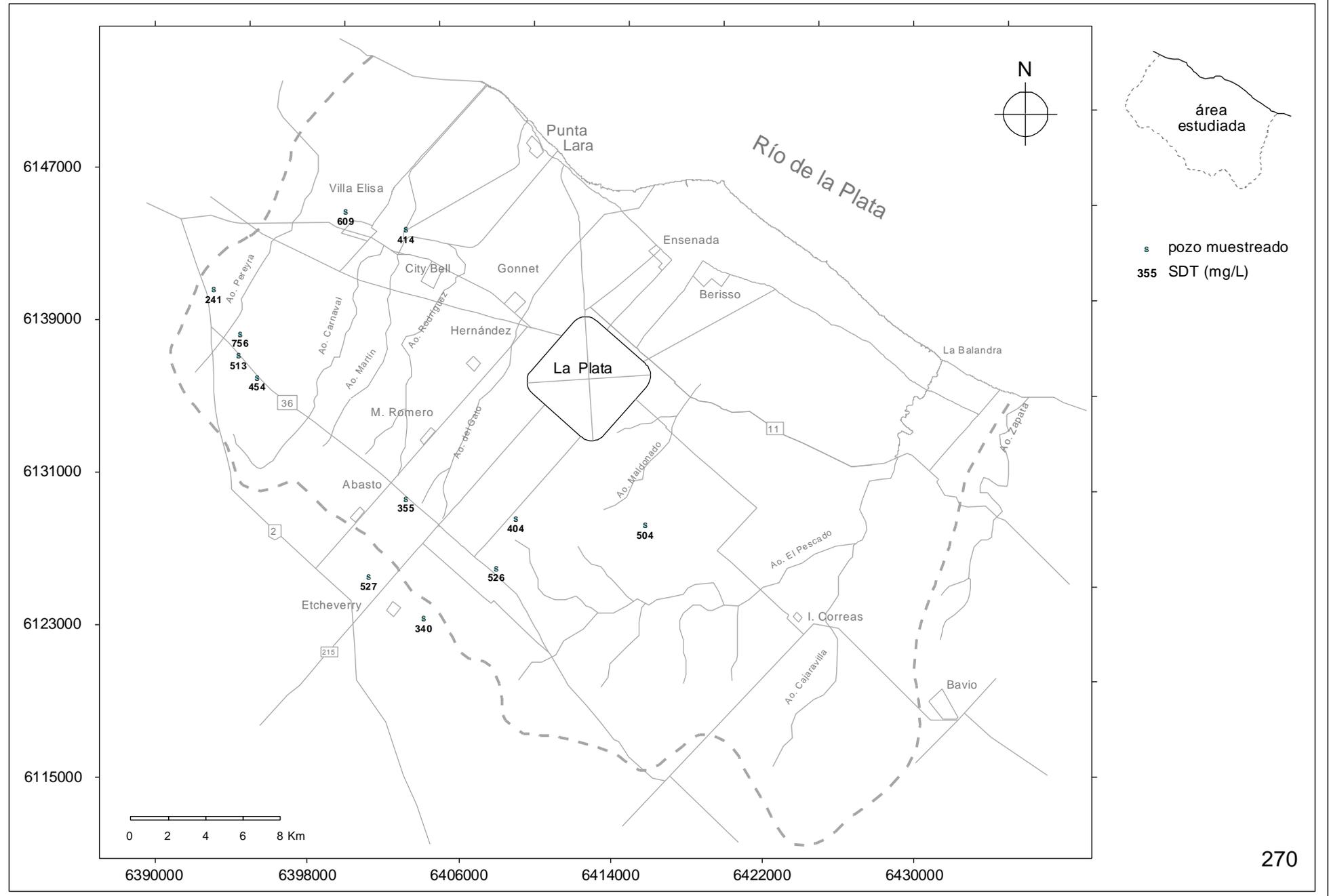
Mapa 48



SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES

Acuíferos Pampeano y Puelche

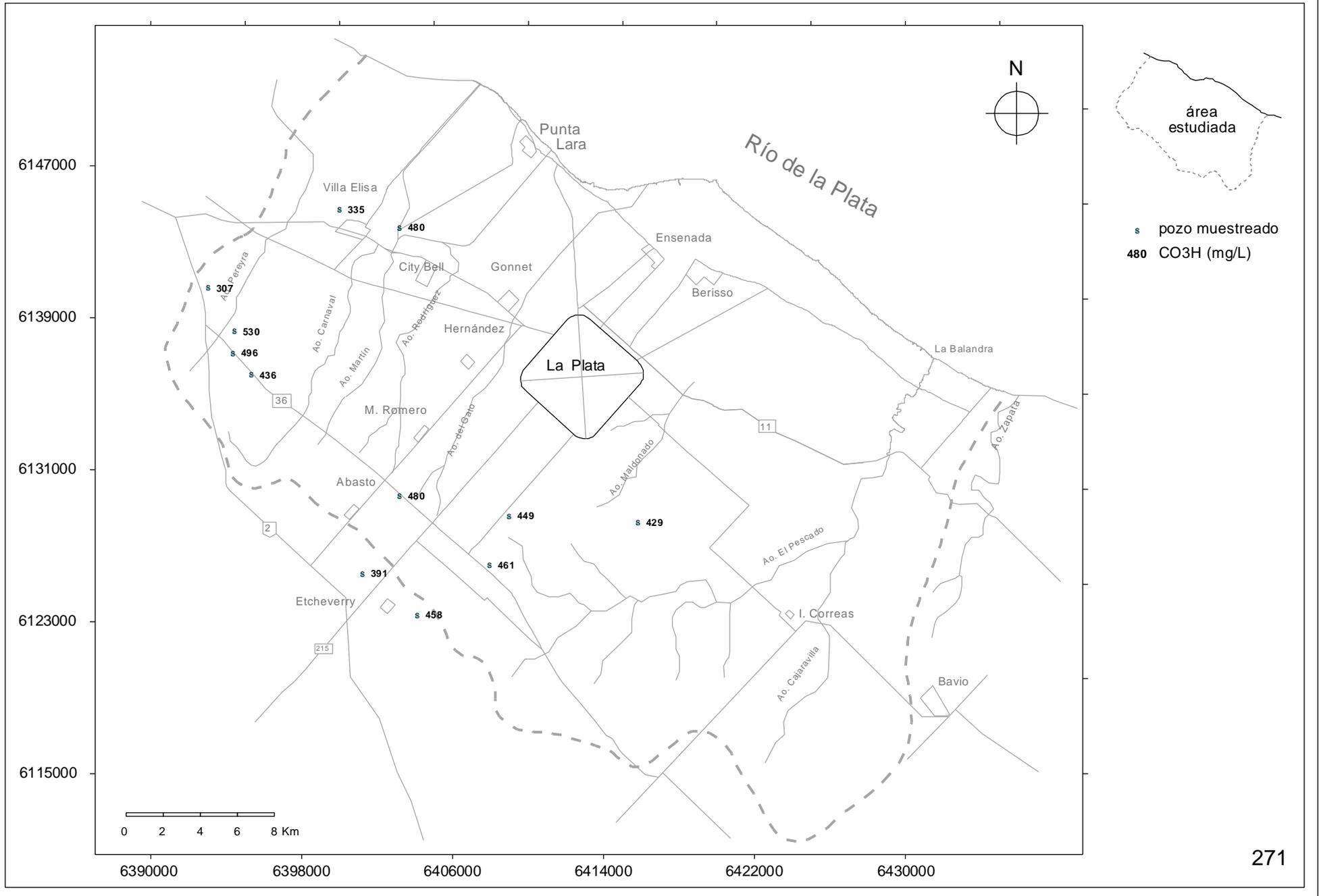
Mapa 49



BICARBONATOS

Acuíferos Pampeano y Puelche

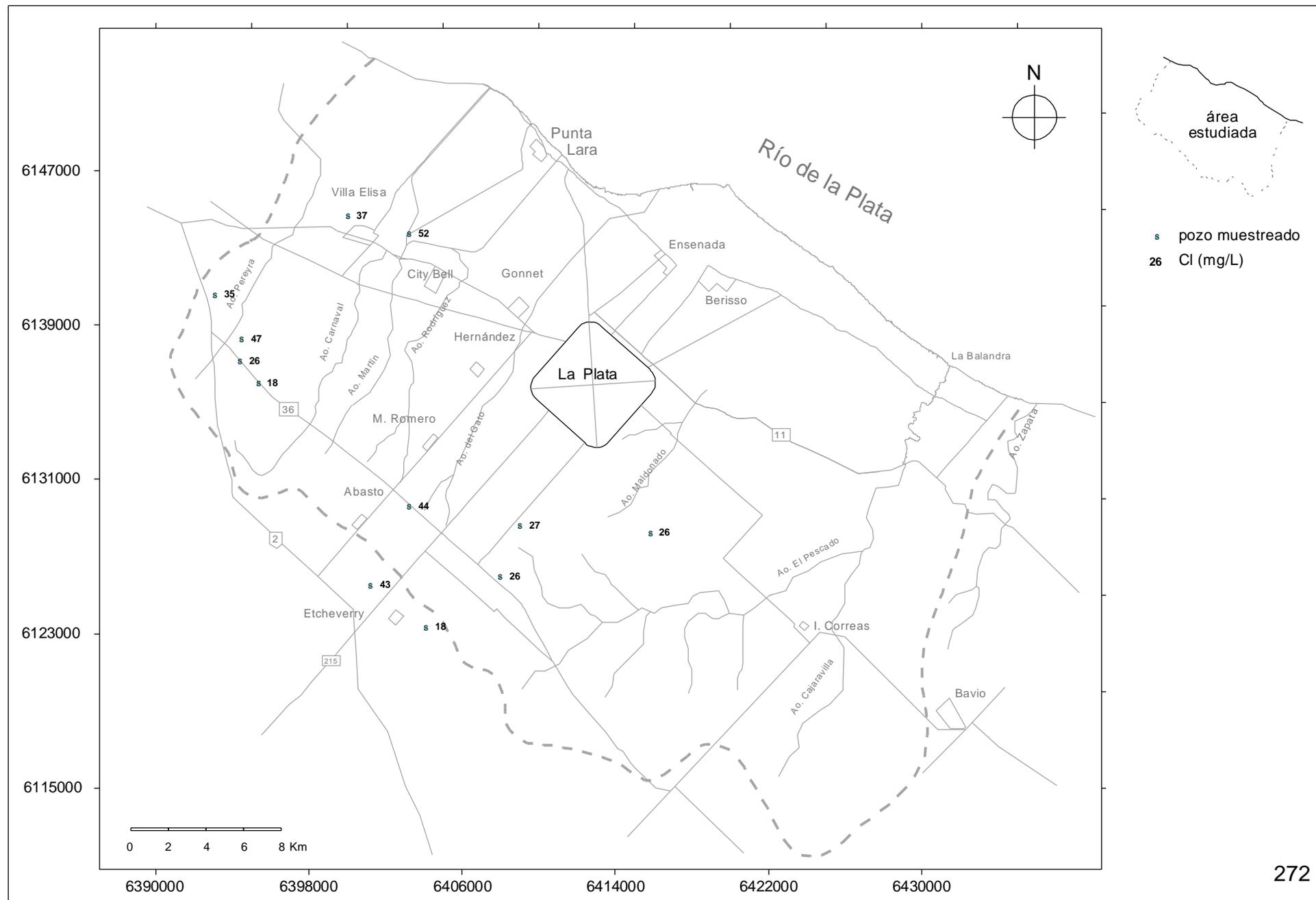
Mapa 50



CLORUROS

Acuíferos Pampeano y Puelche

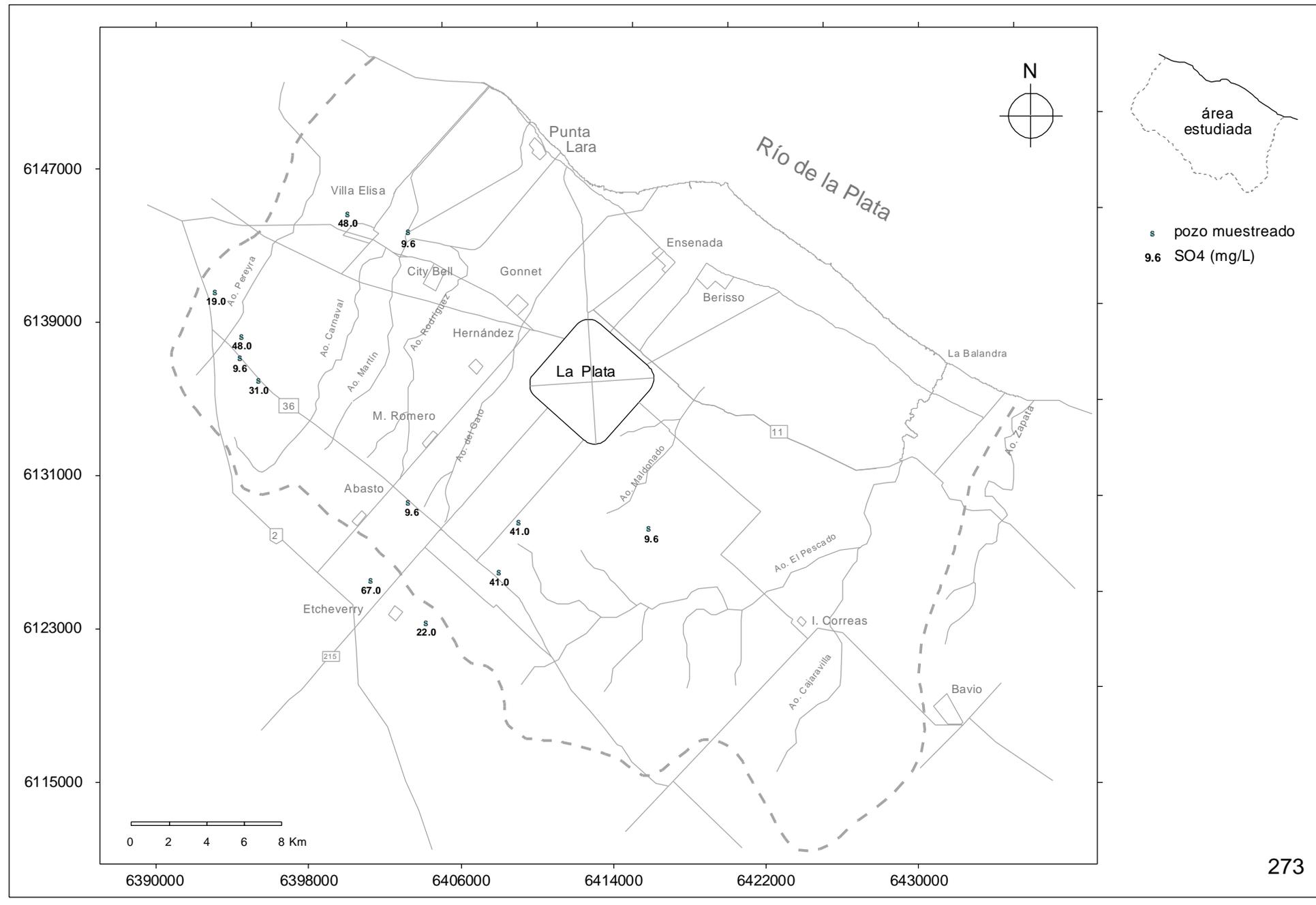
Mapa 51



SULFATOS

Acuíferos Pampeano y Puelche

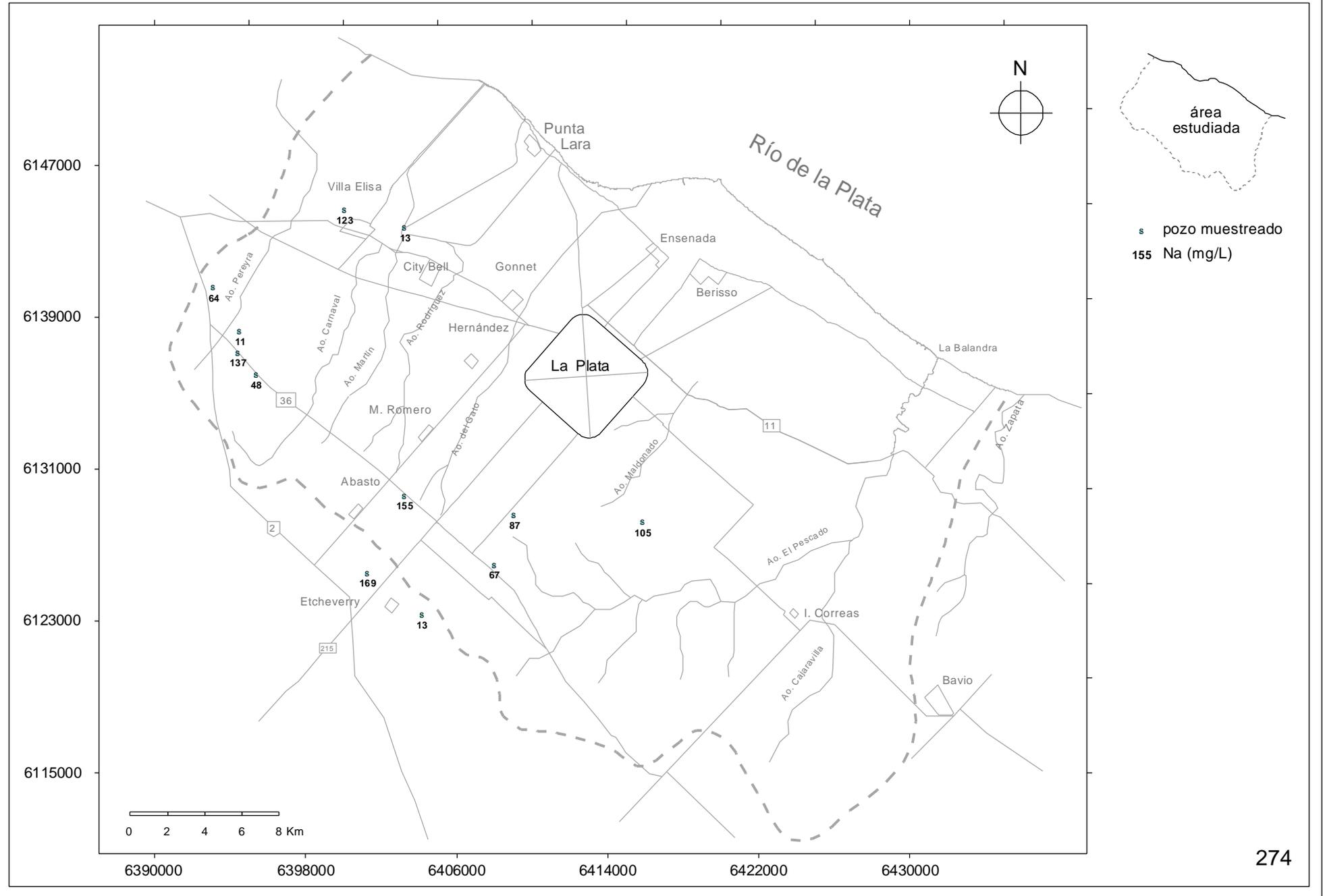
Mapa 52



SODIO

Acuíferos Pampeano y Puelche

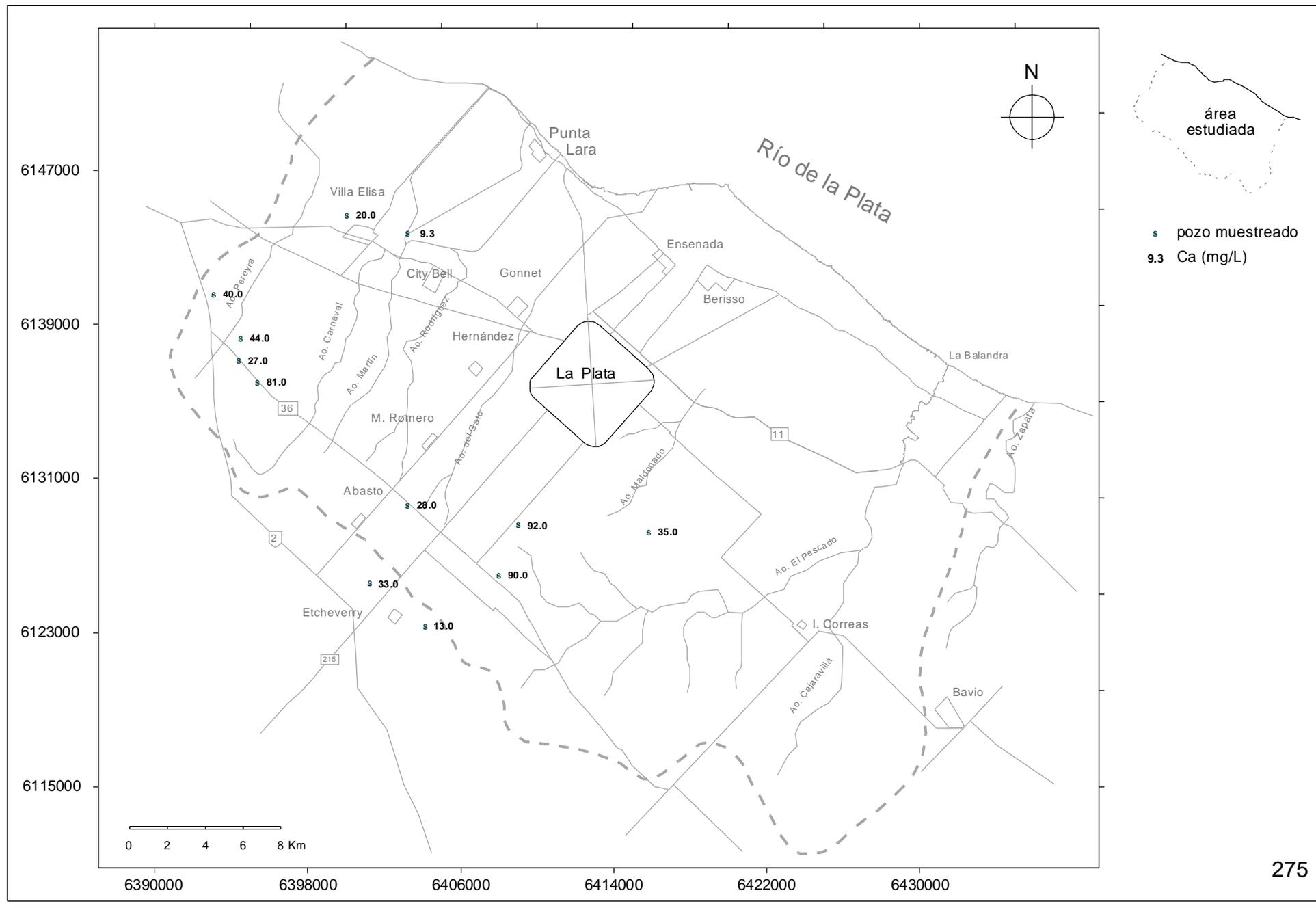
Mapa 53



CALCIO

Acuíferos Pampeano y Puelche

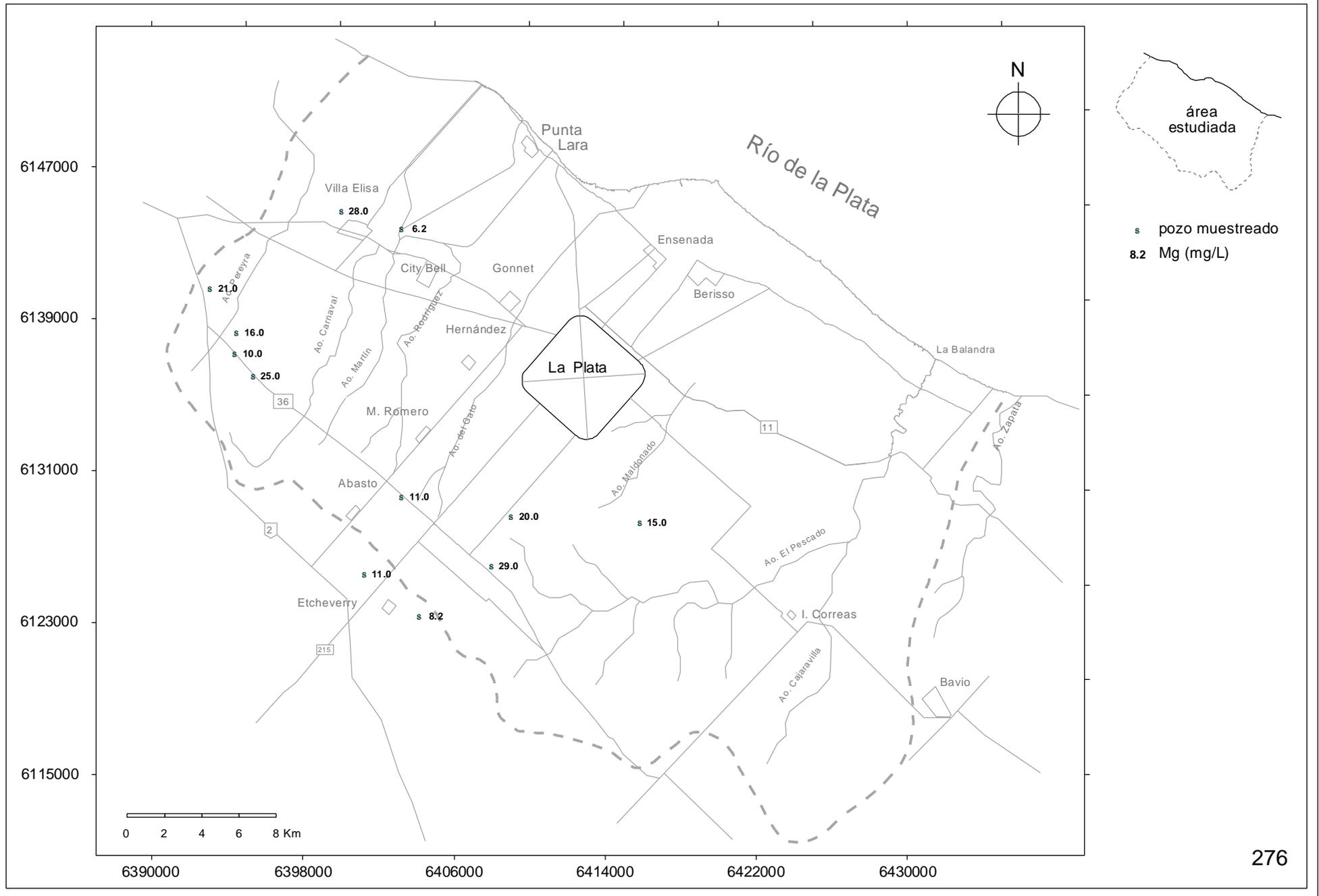
Mapa 54



MAGNESIO

Acuíferos Pampeano y Puelche

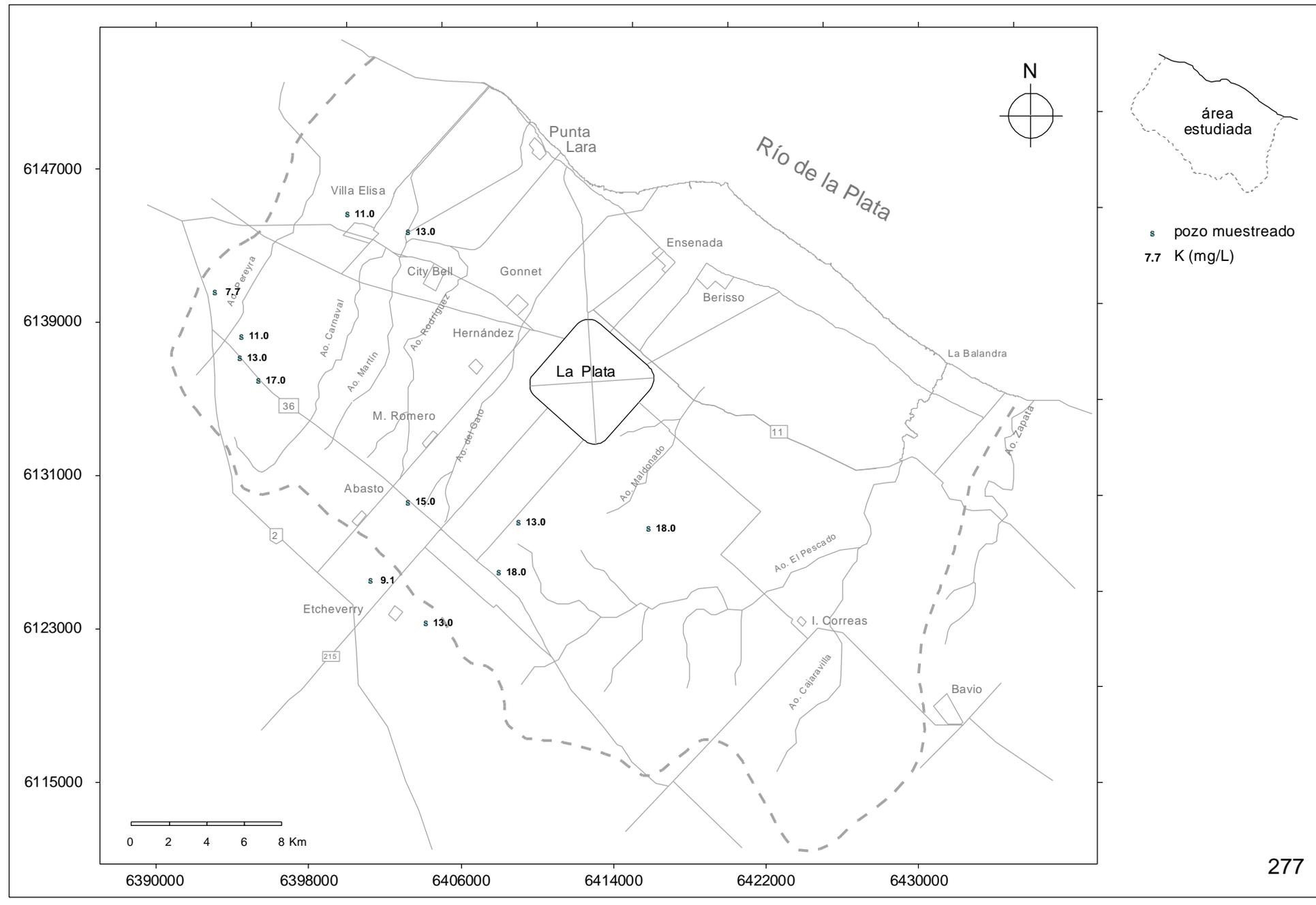
Mapa 55



POTASIO

Acuíferos Pampeano y Puelche

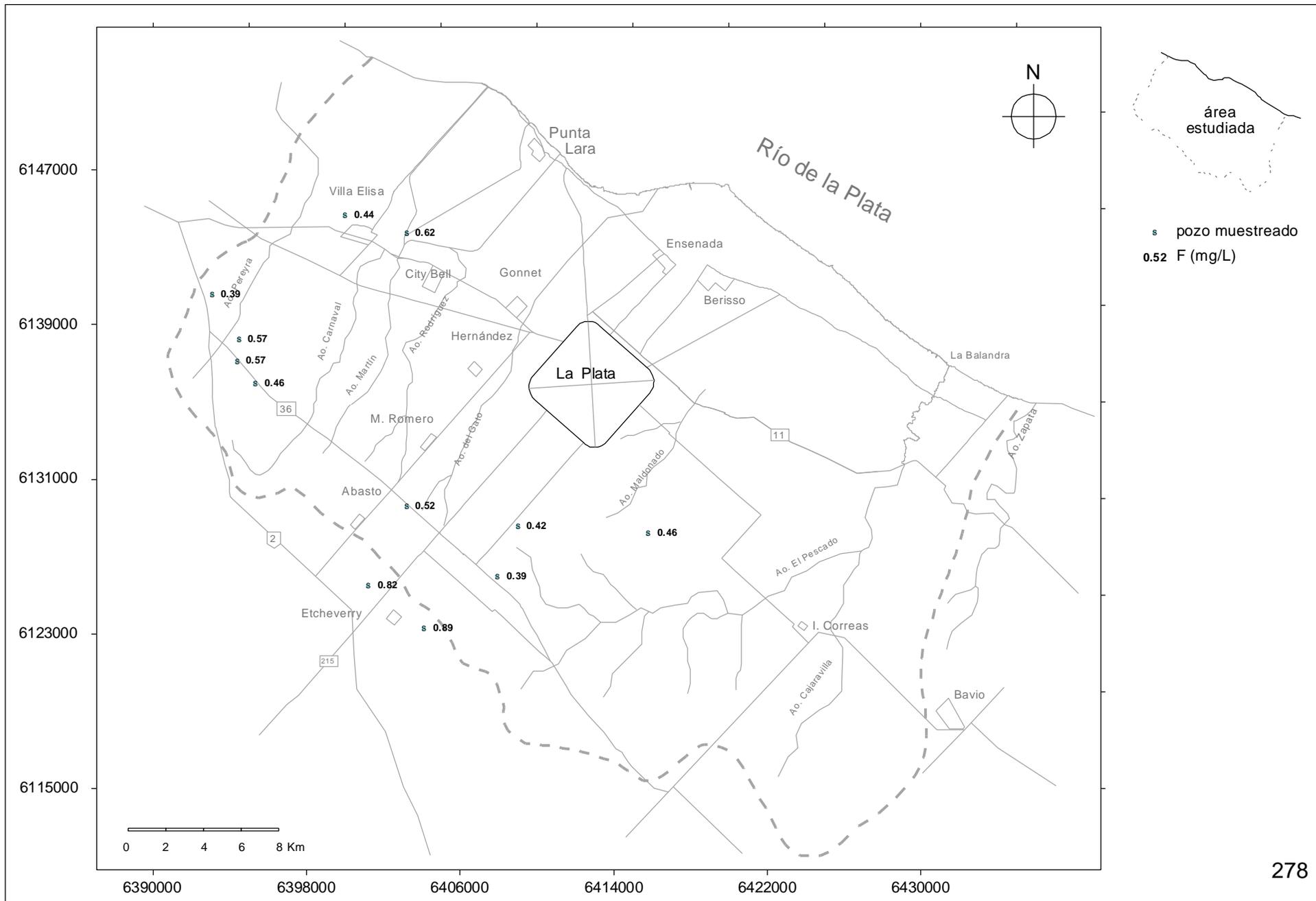
Mapa 56



FLÚOR

Acuíferos Pampeano y Puelche

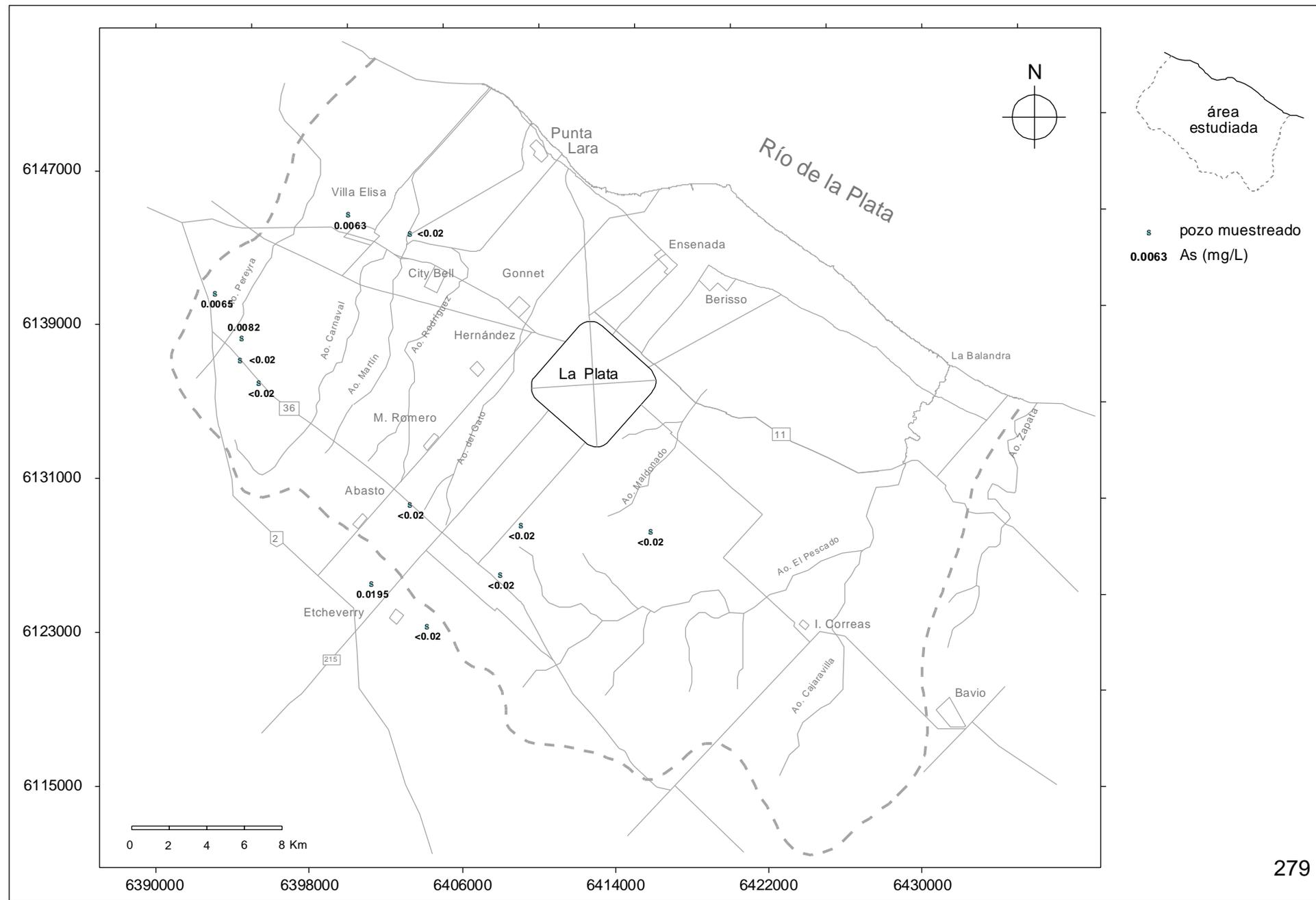
Mapa 57



ARSÉNICO

Acuíferos Pampeano y Puelche

Mapa 58



CUADRO 1

UNIDADES HIDROGEOLÓGICAS

FORMACIÓN	POSTPAMPEANO	PAMPEANO		PUELICHE		PARANA	OLIVOS	BASAMENTO
		Llanura Alta	Planicie Costera	Llanura Alta	Planicie Costera			
Comportamiento Hidrogeológico	Acuífudo-acuitado dominante. En los cordones conchiles, acuífero de baja permeabilidad	Acuífero de media productividad	Acuífero de media productividad	Acuífero de alta productividad	Acuífero de alta productividad	Acluífudo en la sección superior y acuífero en la inferior	Acluífudo en la sección superior y acuífero en la inferior	Acuífugo
Espesor (m)	0 a 30	25 a 45	0 a 30	15 a 30	15 a 25	234 (Perforación Pza. Armas)	189 (Perforación Pza. Armas)	
Caudal (m3/h)	0 (arcilla) 3 (conchilla)	10 a 30		40 a 160	30 a 120	15 a 70		
Transmisividad (m2/d)	5 E-3 (arcilla) 10 (conchilla)	10 a 315		150 a 1500				
Permeabilidad (m/d)	1 E-3 (arcilla) 2 (conchilla)	1 a 10		10 a 50				
Salinidad (g/l)	15 (arcilla) 1 (conchilla)	0,3 a 1	4 a 15	0,5 a 1	8 a 20	3 a 7,5	6 a 40	
Litología	Arcillas y limos arcillosos y arenosos dominantes. Conchilla y arena subordinadas.	Limo arenoso loessoide	Limo arenoso loessoide	Arenas medianas y finas.	Arenas medianas y finas algo arcillosas.	Arcillas en la sección sup. y arenas arc. en la inferior	Arcilitas yesíferas en la sección sup. y conglomerado arenoso en la inferior	
Origen	Marino, fluvial y lacustre	Eólico y fluvial	Eólico y fluvial	Fluvial	Fluvial	Marino	Eólico y fluvial	Metamórfico
Edad	Pleistoceno sup. Holoceno	Pleistoceno medio – sup.	Pleistoceno medio - sup.	Plio-pleistoceno	Plio-pleistoceno	Mioceno	Oligoceno	Precámbrico

**LEY 11.820
NORMA DE POTABILIDAD
PROVINCIA DE BUENOS AIRES**

**LIMITES TOLERABLES PARA LOS COMPONENTES
MICROBIOLOGICOS BASICOS**

A. AGUA QUE ENTRA EN EL SISTEMA DE DISTRIBUCION

LIMITE TOLERABLE (según método de análisis)

Tubos múltiples Membrana filtrante Prescencia-Ausencia

Coliformes totales <2,2 NMP/100ml (1) Ausencia en 100ml Ausencia en 100 ml(3)

E coli o Coliformes <2,2 NMP/100ml (1) Ausencia en 100ml Ausencia en 100 ml

B AGUA EN LA RED DE DISTRIBUCION

LIMITE TOLERABLE (según método de análisis)

Tubos Múltiples Membrana Filtrante Prescencia-Ausencia

(2)

Coliformes Totales 2,2 NMP/100ml(1) Ausencia en 100 ml Ausencia en 100ml

E Coli o Coliformes 2,2 NMP/100ml(1) Ausencia en 100 ml Ausencia en 100ml

(1) Límite provisorio, condicionado a la modificación del Método de Tubos Múltiples para aumentar su sensibilidad (10 Tubos).

(2) en aquellos servicios en que la calidad de muestras sea suficiente, no deben estar presentes en 100 ml de agua en el 95% de las muestras extraídas durante cualquier período del 12 meses.

Siempre que las muestras no contengan mas de 10 bacterias coliformes por 100 ml de agua y que en ningún caso se encuentren bacterias coliformes en 100 ml de agua en dos muestras consecutivas.

(3) En aquellos servicios en que la calidad de muestras sea suficiente, no deben estar presente, en 100 ml de agua en el 95% de las muestras extraídas durante cualquier período de 12 meses. Siempre que las muestras no contengan mas de 10 bacterias coliformes por 100 ml de agua y que en ningún caso se encuentren bacterias coliformes en 100 ml de agua en dos muestras consecutivas.

**TODAS LAS AGUAS DESTINADAS A CONSUMO HUMANO SE DEBEN
DESINFECTAR**

**COMPONENTES QUE AFECTAN DIRECTAMENTE A LA SALUD
LIMITES TOLERABLES**

COMPONENTES	UNIDAD	LIMITE TOLERABLE	REF.
-------------	--------	---------------------	------

Arsénico	mg/l	0,05	(P) (1)
Cadmio	mg/l	0,003	
Cianuro	mg/l	0,07	
Cobre	mg/l	2,00	(P)
Cromo Total	mg/l	0,05	(P) (2)
Fluor	mg/l	1,50	
Manganeso	mg/l	0,50	(P)
Mercurio (total)	mg/l	0,001	
Nitrato (como NO ₃ -)	mg/l	50,00	
Nitrito (como NO ₂ -)	mg/l	3,00	(P)
Plomo	mg/l	0,01	
Selenio	mg/l	0,01	
Plata	mg/l	0,05	
Componentes Orgánicos			
Alcanos Clorados			
-1,2 Dicloroclorano	ug/l	30,00	(P)
-Tetracloruro de carbono	ug/l	2,00	
Etenos Clorados			
-1.1 Dicloroocteno	ug/l	30,00	
-Tricloroocteno	ug/l	70,00	(P)
-Tetraclorocteno	ug/l	40,00	
Hidrocarburos Aromáticos			
-Benceno	ug/l	10,00	
-Benzo (a) pireno	ug/l	0,7	
Pesticidas			
-Aldrin/Dieldrin	ug/l	0,03	
-Clordano (total isómero)	ug/l	0,20	
-2,4 (ácido diclorofenoxiacético)	ug/l	30,00	

-DDT (total isómeros)	ug/l	2,00	
-Heptacloro y Heptacloroepoxido	ug/l	0,03	
Hexaclorobenceno	ug/l	1,00	
Lindano	ug/l	2,00	
Metoxicloro	ug/l	20,00	
Pentaclorofenol	ug/l	9,0	
Desinfectantes			
-Cloro (libre residual)	mg/l	5,0	
Monocloramina	mg/l	6,0	
Productos de la Desinfección			
Clorfenoles			
-2,4,6 Triclorofenol	ug/l	200	
Trihalometanos	ug/l		
Bromoformo	ug/l	100	
Dibromoclorometano	ug/l	100	
Bromodichlorometano	ug/l	60	
Cloroformo	ug/l	200	

(1) (P) Límite Provisorio. Este término se utiliza para aquellos componentes para los cuales existe alguna evidencia de un peligro potencial, pero la información disponible sobre los efectos hacia la salud es limitada o cuando el factor de incertidumbre utilizado al establecer la ingesta Diaria Tolerable (IDT) es superior a 1.000.

(1) El límite tolerable calculado para un componente inferior al límite de detección práctico a la concentración que se puede alcanzar con métodos de tratamiento disponibles, o cuando el límite recomendado puede ser superado como resultado a la desinfección.

(2) En el caso de aguas no cloradas, deberá diferenciarse Cromo tri y hexavalente.

COMPONENTES O CARACTERISTICAS QUE AFECTAN A LA ACEPTABILIDAD DEL AGUA POR PARTE DEL CONSUMIDOR-LIMITES TOLERABLES

PARAMETROS UNIDAD LIMITE TOLERABLE

CARACTERISTICAS FISICAS
Color Uc 15
Sabor y olor no ofensivo para la mayoría de los usuarios
Turbiedad UNT 2

COMPONENTES FISICO QUIMICOS

Aluminio mg/l 0,2
Cinc mg/l 3,0
Cloruro mg/l 250
Hierro mg/l 0,3
PH 6,5-8,5
Sodio mg/l 200
Sulfato mg/l 250
Sólidos disueltos totales mg/l 1500
Componentes Orgánicos
Detergentes Sintéticos mg/l 0.2

PARAMETROS BIOLÓGICOS COMPLEMENTARIOS

(Parámetros cuya determinación queda supeditada a circunstancias o necesidades puntuales)

PARAMETROS VALOR GUIA

Bacterias Aerobias Heterotrofas <100 UFO en 1 ml

Pseudomona Aeruginosa Ausencia en 100 ml

Giardia Lamblia Ausencia

Fitoplancton y Zooplancton Ausencia

FRECUENCIA DE EXTRACCION

El Concesionario deberá realizar los monitoreos y análisis con la periodicidad que se detalla para los siguientes parámetros:

1. Agua cruda de toma superficial.

- Componentes microbióticos-Tabla 1 (Diariamente)
- Datos básicos, pH, turbiedad, alcalinidad (cada 6 horas)
- Componentes que afectan directamente a la salud-tabla II (cada tres meses)
- Componentes que afectan la aceptabilidad del agua-(tabla III), Metales pesados, DNO, DOO, Fenoles, Hidrocarburos, detergentes (mensualmente)
- Parámetros biológicos complementarios-Tabla IV. Su determinación es supeditada a circunstancias o necesidades puntuales.

2. Agua cruda de toma subterránea

- Análisis químico (semestral)
- Análisis microbacteriológico-Tabla I (trimestral)

3. Agua potabilizada en la salida del establecimiento potabilizador

- Componentes microbiológicos-Tabla I (cada 6 horas)
- Datos básicos, pH, turbiedad, alcalinidad (cada 6 horas)
- Componentes que afectan directamente a la salud-Tabla II (cada tres meses)
- Componentes que afectan la aceptabilidad del agua-(Tabla III), Metales pesados, DDO, DOO, Fenoles, Hidrocarburos, detergentes (mensualmente)
- Parámetros biológicos complementarios-Tabla IV. Su determinación es supeditada a circunstancias o necesidades puntuales.

4. Agua potabilizada en el sistema de distribución

-Análisis bacteriológicos: muestra mensual cada 10.000 habitantes en el radio de agua y cloacas.

Los puntos de muestreo en red se dividirán en fijos (escuelas, hospitales, oficinas públicas) y variables que cubran proporcionalmente el área servida.

-Análisis químicos: En todas las oportunidades que se efectúen análisis bacteriológicos se medirá el Cloro Residual.

En un 20% de las muestras se medirán además todos los componentes de la Tabla III.

El Concesionario deberá elevar al ORBAS con la periodicidad fijada los resultados de los análisis especificados.

Asimismo, el ORBAS inspeccionará, tomará muestras y analizará periódicamente, a fin de controlar el cumplimiento de los parámetros admisibles, notificando al

operador para que en dicha oportunidad éste pueda sacar muestras paralelas para cotejar si así lo desea los resultados obtenidos.

Si los parámetros admisibles se vieran superados por el ORBAS sancionará al Concesionario aplicando las multas que oportunamente se fijen.

Toda vez que la autoridad de aplicación verifique la comisión de infracciones, redactará un acta de infracción la que servirá de acusación, prueba de cargo y hará fe mientras no se pruebe lo contrario.

La falta de presentación en términos de los resultados periódicos será pasible de sanciones las que se notificarán oportunamente.

TECNICAS ANALITICAS

Las que fija el ORBAS para cada parámetro y que se encuentran normalizadas en:

-SM: Manuel de Métodos Normalizados para Análisis de Aguas Potables y Residuales, Edición 17, APHAWWA-WPCF, 1989 o sus actualizaciones.

-EPA:Método de Análisis para Agua Potable, Agencia Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica.

TABLA 6

**SUPERFICIES DE LAS CUENCAS HIDROGRÁFICAS
(km²)**

Cuenca	Superficie (km ²)
A° El Pescado	356
A° Garibaldi	24
A° Maldonado	54
A° Pérez	59
A° del Gato	45
A° Rodríguez	50
A° Martín	27
A° Carnaval	61
A° Pereyra	56

TABLA 9

BALANCE HÍDRICO EDÁFICO
Valores medios 1909/01 c.c. 200 mm

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Año
T°	22,7	22	20,4	16,7	13,5	10,5	9,8	11,3	13,8	15,5	18,6	21,5	16,1
I	9,9	9,4	8,4	6,2	4,5	3,1	2,3	3,4	4,6	5,5	7,3	9,1	73,7
Etp s/a	3,5	3,3	3	2,1	1,5	1	0,8	1,1	1,6	1,9	2,5	3,2	
Fc	36,9	31,2	31,8	28,2	26,7	24,6	26,1	28,2	30	33,9	35,1	37,5	
Etp	129	103	95	59	40	25	21	31	48	63	88	120	822
P	99	93	111	94	83	62	65	67	76	93	96	91	1030
P - Etp	-30	-10	16	35	43	37	44	36	28	30	8	-29	208
Ppaa	59	69										29	
A	148	141	157	192	200	200	200	200	200	200	200	173	
Va	-25	-7	16	35	8							-27	
Etr	124	100	95	59	40	25	21	31	48	63	88	118	812
E					35	37	44	36	28	30	8		218
D	5	3										2	10

c.c.: capacidad de campo

E: exceso

P: precipitación

T° : temperatura

Ppaa: pérdida potencial de agua acumulada

I : índice calórico

A : agua almacenada

Etp s/a : evapotranspiración pot. sin ajustar

Va : variación de agua almacenada

Fc : factor de corrección

Etr : Evapotranspiración real

Etp : evapotranspiración potencial

D: déficit

TABLA 10

ENSAYOS DE BOMBEO

POZO	UBICACIÓN	DURACIÓN (min)	CAUDAL Q (m3/día)	N. Estático (m)	N. Dinámico (m)	TRANSMISIVIDAD T (m2/día)	PERMEABILIDAD K (m/día)	ESPESOR e (m)
Pu 36 (S 54)	72 y 27	30	960	24,28	35,83	225	8	30
Pu 37 (S 10)	66 y 31	30	1920	22,87	39	332	11	30
Pu 38 (M 31)	35 y 31	30	575	14,31	17,4	390	13	30
Pu 43 (A 7)	610 y 16	30	1920	16,11	28,6	586	29	20
Pu 42 (A 13)	604 e/ 3 y 4	30	1870	12,01	22,75	634	32	20
Pu 41 (A 11)	7 y 90	30	1920	13,6	25,16	817	33	25
Pu 40 (M 80)	155 y 45	30	1920	18,6	27,1	558	22	25
Pu 44 (H 16)	173 y 76	30	1920	17,43	23,77	639	21	30
Pu 45 (M 1)	25 y 50	30	1920	16,37	27,1	362	12	30
Pu 52 (S 30)	66 y 4	30	2040	19,34	33,3	732	24	30
Pu 46 (VE 7)	17 e/ 49 y 50	30	1080	14,83	26,34	275	14	20
Pu 47 (CB 13)	460 y 24	30	1585	6,71	16,2	264	13	20
Pu 48 (CB 3)	guemes e/ 16 y 17	30	1920	17,7	27,6	325	16	20
Pu 49 (G 1)	501 y 15	30	2160	10,53	19,5	391	16	25
Pu 39 (M 33)	514 y Con. Belgrano	30	2160	9,65	26,13	470	16	30
Pu 50 (M 66)	526 y 8	30	2255	1,05	13,3	558	19	30
Pu 51 (M 79)	528 y 146	30	1920	10,06	12,91	1034	41	25
PROMEDIO						505	20	26

RESERVAS ACUÍFEROS PAMPEANO Y PUELICHE

	superficie km2	por. efect. %	reserva hm3
Pampeano	600	8	1.200
Puelche	700	20	2.830