

**UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA
INSTITUTO DE INGENIERIA**

Maestría y Doctorado en Ciencias e Ingeniería



**“Impacto de los Residuos Provenientes de un Tiradero a Cielo
Abierto Sobre la Calidad del Agua Subterránea”**

**TESIS
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS**

PRESENTA:
Melissa Valdez Carrillo

DIRECTOR DE TESIS:
Dr. Concepción Carreón Diazconti

Mexicali, Baja California Agosto del 2010

INDICE

CAPITULO 1.....	1
1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 ÁREA DE ESTUDIO	3
1.2 PROBLEMÁTICA	4
1.3 JUSTIFICACIÓN.....	5
1.4 OBJETIVOS	6
1.4.1 Objetivo General.....	6
1.4.2 Objetivos Específicos.....	6
CAPITULO 2.....	7
2 ANTECEDENTES	7
2.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	7
2.1.1 Población	8
2.1.2 Marco Físico	8
2.1.2.1 Climatología	8
2.1.2.2 Marco Geológico Regional.....	8
2.1.2.3 Marco Geohidrológico.....	9
2.2 CLASIFICACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS	10
2.2.1 Residuo	10
2.2.2 Residuos Sólidos Urbanos	10
2.2.3 Residuos Peligrosos	11
2.3 GENERACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS	11
2.4 RIESGOS AMBIENTALES Y EN LA SALUD ASOCIADOS A LOS RSU	13
2.4.1 Recursos Hídricos Superficiales y Subterráneos.....	13
2.4.2 Suelo	14
2.4.3 Aire	15
2.5 CARACTERIZACIÓN DE RSU: ESTUDIOS PREVIOS	16
2.6 CALIDAD DE AGUA	18
2.6.1 Parámetros Físico-Químicos del Agua.....	18
2.6.1.1 pH.....	18
2.6.1.2 Conductividad Eléctrica y Sólidos Totales Disueltos.....	18
2.6.1.3 Oxígeno Disuelto.....	19
2.6.1.4 Temperatura.....	19
2.6.2 Origen y Propiedades de los Constituyentes Mayoritarios del Agua	20
2.6.2.1 Aniones.....	20
2.6.2.1.1 Cloruro.....	20
2.6.2.1.2 Sulfato.....	20
2.6.2.1.3 Bicarbonato y carbonato	21

2.6.2.1.4	Nitratos y Nitritos	21
2.6.2.2	Cationes	22
2.6.2.2.1	Sodio	22
2.6.2.2.2	Potasio	22
2.6.2.2.3	Calcio	22
2.6.2.2.4	Magnesio	23
2.7	CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRANEA.....	24
2.7.1	Calidad del Agua Superficial: Río Colorado.....	24
2.7.2	Calidad del Agua Subterránea (Acuífero): Valle de Mexicali	25
2.8	CALIDAD DEL AGUA EN EL VALLE DE MEXICALI: ESTUDIOS PREVIOS.....	25
2.9	PROSPECCIÓN GEOFÍSICA.....	26
2.9.1	Técnicas de Prospección Eléctrica.....	27
2.9.2	Resistividad Eléctrica de Suelos	27
2.9.3	Dispositivos Tetraelectródicos Lineales.....	29
2.9.3.1	Dispositivo Schlumberguer	29
2.9.3.2	Dispositivo Dipolo-Dipolo	30
2.9.4	MÉTODOS GEOFÍSICOS: ESTUDIOS PREVIOS	32
CAPITULO 3.....		33
3	MÉTODOS DE ESTUDIO	33
3.1	CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES.	33
3.1.1	Método de Cuarteo.....	33
3.1.2	Selección y Cuantificación de Subproductos	35
3.2	PROSPECCIÓN GEOELÉCTRICA: MEDICIÓN DE CAMPO.....	36
3.2.1	Sondeos Eléctricos Verticales	36
3.2.2	Tomografía Eléctrica.....	37
3.3	RED PIEZOMÉTRICA: VADO CARRANZA	40
3.3.1	Piezometría	40
3.3.1.1	Características constructivas piezométricas	40
3.3.1.2	Localización Piezométrica.....	41
3.4	CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUIMICA	42
3.4.1	Técnica de Muestreo	42
3.4.2	Determinaciones químicas de campo	43
3.4.3	Determinaciones Químicas de Laboratorio.....	43
3.4.4	Técnicas Hidrogeoquímicas	45
3.4.4.1	Diagrama de Piper	45
3.4.4.2	Diagrama de Stiff	47
3.5	ANÁLISIS DE VARIANZA	48
3.5.1	Análisis de Varianza de un Factor	48
3.5.2	Prueba de Scheffé	50
CAPITULO 4.....		51
4	RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	51

4.1	CARACTERIZACION DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS.....	51
4.2	CARACTERISTICAS HIDRODINAMICAS.....	53
4.2.1	Variación Temporal de la Elevación del Nivel Freatico	53
4.2.2	Dirección de flujo del Agua Subterránea	57
4.3	CARACTERISTICAS HIDROQUIMICAS DEL AGUA	58
4.3.1	Agua Superficial	58
4.3.1.1	Parámetros físico-químicos	58
4.3.1.2	Constituyentes mayoritarios	58
4.3.2	Agua subterránea	59
4.3.2.1	Parámetros físico-químicos	59
4.4	DISTRIBUCION ESPACIAL IONES MAYORES: DIAGRAMAS DE STIFF.....	60
4.5	CARACTERIZACIÓN DE FAMILIAS DE AGUAS: DIAGRAMAS DE PIPER.....	63
4.6	MODELOS DE CAPAS Y PERFILES GEOELECTRICOS.....	66
4.6.1	Perfil geoeléctrico Schlumberger.....	66
4.6.2	Perfil geoeléctrico Dipolo-Dipolo.....	69
4.7	ANALISIS DE VARIANZA	72
4.8	FASES MINERALES E INDICES DE SATURACIÓN	82
	CONCLUSIONES.....	86
	ANEXO A: MÉTODOS PARA ANÁLISIS QUÍMICOS.....	89
	ANEXO B : BALANCE IONICO.....	100
	REFERENCIAS	105

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización del área de estudio, Tiradero a cielo abierto vado Carranza	3
Figura 2. Área de Estudio, Tiradero vado Carranza.	7
Figura 3. Generación total y per cápita de RSU en México de 1992-2009	12
Figura 4. Generación total y per cápita de RSU en Baja California de 1998-2008.....	12
Figura 5. Salinidad Presa Morelos 1974-2006	24
Figura 6. Esquema del dispositivo Schlumberger (Loke, 2002).	29
Figura 7. Esquema de la distribución de la corriente eléctrica con un Dispositivo Schlumberguer.....	30
Figura 8. Configuración de electrodos dipolo-dipolo (Loke, 2002).....	30
Figura 9. Esquema de la distribución de los puntos de atribución con el dispositivo dipolo-dipolo (Tapias, <i>et. al</i> , 2000; Fazzito, 2004)	31
Figura 10. Método de cuarteo.	33
Figura 11. Las fotografías a-f muestran el procedimiento de la caracterización de la basura en el	34
Figura 12. Ubicación de líneas Geofísicas S1-I (Primer Sondeo–Inicio), S1-E21 [S2-I](Primer Sondeo-Electrodo 21 y Segundo Sondeo-Inicio), S1-F (Primer Sondeo-Final).	36
Figura 13. Ubicación de líneas Geofísicas S1-I (Primer Sondeo–Inicio), S1-E21 [S2-I](Primer Sondeo-Electrodo 21 y Segundo Sondeo-Inicio), S1-F (Primer Sondeo-Final).	37
Figura 14. (a) Equipo de resistividad SuperSting modelo R1/IP, (b) Electrodo “inteligente” SuperSting modo dual ajustado al muelle de acero inoxidable.	38
Figura 15. Las fotografías a, b, c muestran la disposición de una línea geofísica.	39
Figura 16. Esquema de piezómetros instalados en el Tiradero vado Carranza (Sin escala).....	40
Figura 17. Localización de piezómetros y otros puntos de muestreo.....	41
Figura 18. a, b Instrumentos de medición utilizados para análisis químicos	44
Figura 19. a) Diagrama de Piper y tipos de mezclas, b) Caracterización del agua.....	46
Figura 20. Esquema del Diagrama de Stiff y Diferentes tipos de Agua.....	47
Figura 21. Registro Piezométrico, Elevación del Nivel Freático Abril08/Abril09.	54
Figura 22. Elevación en el tiempo de la Elevación Nivel Freatico en cada punto de muestreo.	55

Figura 23. Evolución en el Tiempo de la Elevación del Nivel Freatico por Piezómetro.	56
Figura 24. Dirección de Flujo	57
Figura 26. a) Diagrama de Stiff del Agua Subterránea y Superficial, 1ra Campaña de Muestreo Abril del 2008.	61
Figura 26. b) Diagrama de Stiff del Agua Subterránea y Superficial, 3ra Campaña de Muestreo Agosto del 2008.....	61
Figura 28. b) Diagrama de Stiff del Agua Subterránea y Superficial, 7ma Campaña de Muestreo Abril del 2009	62
Figura 28. a) Diagrama de Stiff del Agua Subterránea y Superficial, 5ta Campaña de Muestreo Diciembre del 2008.	62
Figura 30. b) Diagrama de Piper del Agua Subterránea y Superficial, 3ra Campaña de muestreo Agosto del 2008.....	64
Figura 30. a) Diagrama de Piper del Agua Subterránea y Superficial, 1ra Campaña de muestreo Abril del 2008	64
Figura 32. b) Diagrama de Piper del Agua Subterránea y Superficial, 7ma campaña de muestreo Abril del 2009	65
Figura 32. a) Diagrama de Piper del Agua Subterránea y Superficial, 5ta campaña de muestreo Diciembre del 2008.	65
Figura 33. Curva de campo e interpretación obtenida por IPI2win,.....	66
Figura 34. Curva de campo e interpretación obtenida por IPI2win,.....	67
Figura 35. Curva de campo e interpretación obtenida por IPI2win,.....	68
Figura 36. Perfil geoelectrico, resistividad de secciones cruzadas, Schlumberger.....	70
Figura 37. Perfil geoelectrico, resistividad de secciones cruzadas, arreglo dipolo-dipolo.....	71
Figura 38. Análisis de Varianza para Sodio,.....	74
Figura 39. Análisis de Varianza para Potasio,.....	75
Figura 40. Análisis de Varianza para Calcio,.....	76
Figura 41. Análisis de Varianza para Magnesio,.....	77
Figura 42. Análisis de Varianza para Bicarbonatos,.....	78
Figura 43. Análisis de Varianza para Cloruros,	79
Figura 44. Análisis de Varianza para Sulfatos,	80
Figura 45. Análisis de Varianza para Nitratos,.....	81
Figura 46. Índices de Saturación, Calcita.....	82
Figura 47. Índices de Saturación, Aragonita.....	82
Figura 48. Índices de Saturación, Dolomita.....	83
Figura 49. Índices de Saturación, Otavita.....	84
Figura 50. Índices de Saturación, Cerusita.....	84

Figura 51. Índices de Saturación, Cumetal.....	85
Figura 52. Índices de Saturación, Cuprita.....	85

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Comparación de límites máximos permisibles de los iones mayoritarios.....	23
Tabla 2. Valores de resistividad eléctrica en sedimentos detríticos no consolidados con el porcentaje de arcilla para cada tipo de sedimento (Tapias, et. al.)......	28
Tabla 3. Hoja de registro de campo selección y cuantificación de subproductos.	35
Tabla 4. Ubicación piezométrica y cota de brocal.	42
Tabla 5. Análisis de Varianza para el modelo con un solo factor y efectos fijos.	49
Tabla 6. Se estiman diferencias entre medias de los grupos (ψ).	50
Tabla 7. Composición de los Residuos Sólidos Urbanos vado Carranza.....	52

CAPITULO 1

1 INTRODUCCIÓN

La generación y el manejo de los residuos sólidos municipales (RSM) en México y en otros lugares del mundo han llegado a ser un serio problema ambiental el cual ha evolucionado paralelamente a la urbanización, al crecimiento económico y a la industrialización (Aguilar *et al.*, 2009, Rossin *et al.*, 1998).

Los efectos de una inadecuada disposición de los residuos sólidos municipales no solo se reflejan en el lugar donde se depositan sino que llegan a afectar a la salud humana y están relacionados con la contaminación atmosférica, del suelo, de aguas superficiales y subterráneas (Abdulaziz, *et al.*, 2008).

La inadecuada disposición de los RSM puede ser fuente de proliferación de fauna nociva (ratas, cucarachas, moscas, mosquitos, etc.), la cual puede transmitir enfermedades infecciosas. Además, dichos residuos sólidos pueden generar malos olores, gases, humos y partículas en suspensión producto de la quema provocada o del arrastre de los vientos (Treodoux *et al.*, 2004, Kumar *et al.*, 2003).

Uno de los principales impactos provocados por la deficiente disposición de los RSM es la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas causadas por los lixiviados (Acurio *et al.*, 1997, Jones *et al.*, 2005, Christensen *et al.*, 2001). El lixiviado es un efluente líquido liberado por la masa de residuos como resultado de la descomposición de fracciones orgánicas y putrescibles pudiendo llevar líquidos inmiscibles (por ejemplo aceites), pequeñas partículas (sólidos suspendidos), microorganismos (por ejemplo bacterias) y virus (Jones *et al.*, 2005).

En efecto, la basura genera varias reacciones químicas y evoluciones complejas que ocurren bajo la influencia de agentes naturales como la lluvia y los micro-organismos. La intensidad de los fenómenos químicos, físicos y biológicos generados por la descomposición de los RSM está principalmente relacionada con el aire, la humedad y la temperatura (Abir Marzougui *et al.*, 2006).

El tiempo de estabilización de los RSM depende de la intensidad de los procesos biológicos; se estima que un relleno sanitario tradicional puede llegar a un estado “inerte” en un periodo de 10 a 35 años o hasta más de 100 años en donde estos lixivian compuestos orgánicos e inorgánicos (Afferden *et al.*, 2002).

Cuando los lixiviados interactúan con el subsuelo, viajan a través de este formando plumas de contaminación. En la mayoría de los casos el alcance de la plumas es relativamente pequeño, excediendo raras veces una dispersión horizontal que puede llegar a ser de 1000 hasta 2000 m de largo (Christensen *et al.*, 2001).

Análisis físico-químicos de agua y suelo y los métodos geofísicos como los sondeos eléctricos verticales nos ayudan a detectar la presencia de estas plumas contaminantes (Sandberg *et al.*, 2002, Abu-Zeid *et al.*, 2003).

Algunos métodos, como el compostaje y el reciclaje, se promueven para el manejo de estos residuos, sin embargo, los métodos de manejo más comúnmente usados son la incineración y los rellenos sanitarios. El relleno sanitario es la alternativa de manejo adecuado predominante en la mayoría de los países (Pinel-Raffaitin *et al.*, 2006).

1.1 ÁREA DE ESTUDIO

La delegación Venustiano Carranza tiene una extensión de 1,095.50 km, está limitada por el cauce del río Colorado y Cierra Cucapá al suroeste del valle de Mexicali parte noreste de Baja California (México). El tiradero a cielo abierto vado Carranza se localiza dentro del cuadrángulo que forman las siguientes coordenadas UTM 67,000 a 68,000 oeste y 357,000 a 356,000 norte, aproximadamente a 52 km al sureste de la ciudad de Mexicali (Figura. 1).

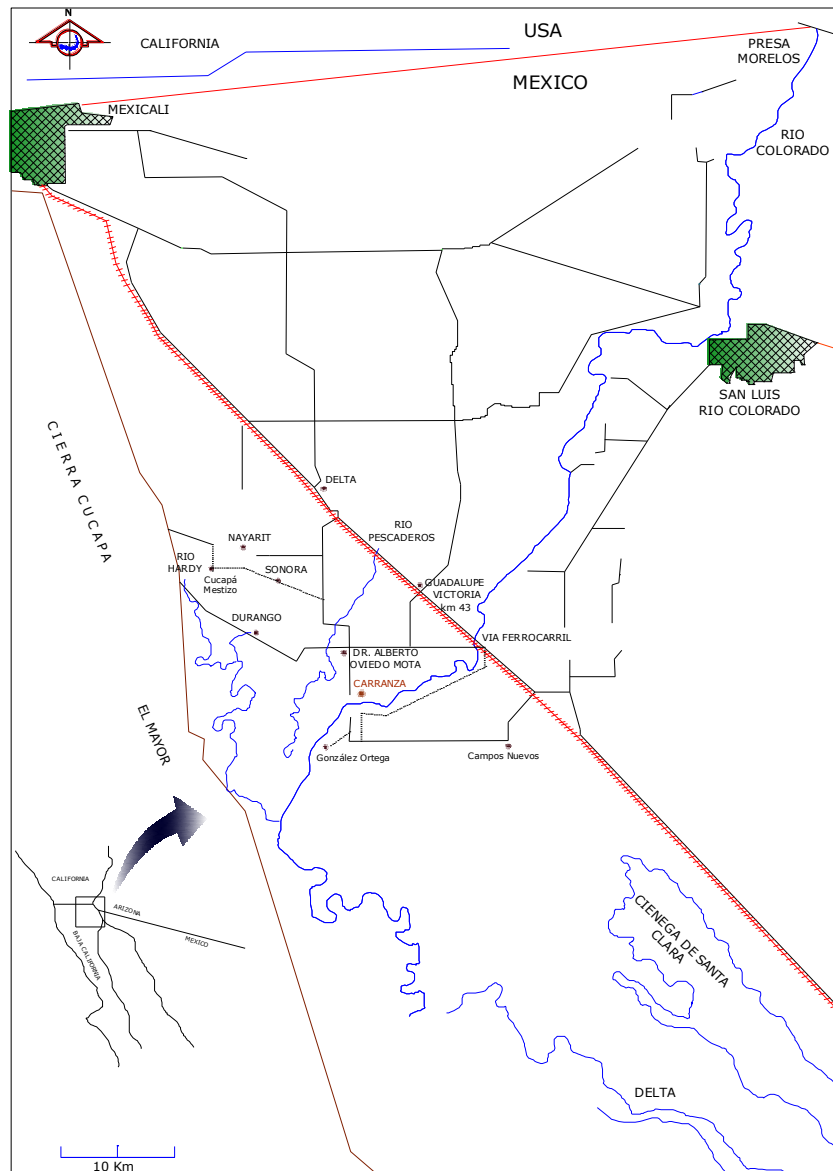


Figura 1. Localización del área de estudio, Tiradero a cielo abierto vado Carranza
Imagen Modificada de: (Nagler et al. 2001)

1.2 PROBLEMÁTICA

Dentro de los principales problemas ambientales en la zona del valle de Mexicali, es la contaminación de suelo, uno de tantos factores que influyen en este tipo de contaminación es la falta de un sistema de recolección y disposición de basura; el cual propicia la disposición clandestina de los desechos sólidos en los lotes baldíos en el interior y periferia de las aéreas pobladas. (XV Ayuntamiento de Mexicali, 2010).

De acuerdo a los registros del Ayuntamiento de Mexicali en 1996 estaban activos 17 tiraderos de basura (Ejido: Tamaulipas, Sonora, Monterrey, Monterrey, Bataquez, Tabasco, Hermosillo, Janitzio, Lázaro Cárdenas, Michoacán de Ocampo, Nuevo León, Delta, Oaxaca, Col. Carranza, Colonias Nuevas, Poblado Algodones, Cd. Morelos) en el Valle de Mexicali los cuales daban servicio a 118 poblados localizados en esta zona. De acuerdo a estos sitios destinados a tiraderos de basura solo tres cuentan con acceso controlado, y en cuanto a las condiciones físicas del acceso, seis se reportan como buenos, nueve en condiciones regulares y solo uno (Bataquez) se encuentra en malas condiciones (POEBC,1996).

El tiradero a cielo abierto vado Carranza localizado en la periferia sur de la delegación Venustiano Carranza actualmente sigue operando. En 1996 se estimó su capacidad de disposición de 180,000 m³ dando servicio a 8 poblados disponiendo un volumen de basura de 18 ton/día. Actualmente, el tiradero vado Carranza a llegado a ocupar un área de actividad de aproximadamente 49,500 m² sirviendo a más de 15 poblados los cuales disponen un aproximado de basura de 32 ton/día.

El problema principal en el tiradero vado Carranza es que la disposición de la basura es a cielo abierto, generando lixiviados, malos olores, fauna nociva lo que atrae aves carroñeras que devoran, animales muertos y residuos putrescibles. Además, se ha visto el vertido de aguas residuales en el tiradero y en el dren agrícola colindante.

Otro de los problemas, es el tratamiento que se le da a los residuos para su eliminación, la combustión a cielo abierto. Los efectos asociados a la quema de residuos acarrear problemas de visibilidad, emisión de gases, partículas suspendidas y sedimentación de cenizas. Todos estos problemas hacen susceptible de contaminación al acuífero somero de la zona.

1.3 JUSTIFICACIÓN

El agua subterránea es mundialmente importante para el consumo humano, y los cambios en su calidad pueden generar serias consecuencias. También es importante para el sustento de hábitats. La composición química del agua subterránea es una medida de conveniencia como fuente de abastecimiento para consumo humano y animal, para irrigación, para la industria y otros propósitos. También influye en la salud y el funcionamiento de ecosistemas, por lo que es importante para detectar variaciones y dar la alerta temprana de cambios en su calidad, tanto en sistemas naturales como en los resultantes de contaminación.

Por otra parte, en los RSU existen numerosos subproductos que pueden ser nuevamente utilizados como materia prima. El retiro de materiales reutilizables o reciclables de la basura disminuye significativamente el volumen y la cantidad de los desperdicios que son enviados a disposición final, lo cual resulta de beneficio para el medio ambiente.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 Objetivo General

Evaluar el impacto de los residuos sólidos provenientes de un tiradero a cielo abierto sobre la calidad del agua subterránea y el consiguiente riesgo ambiental.

1.4.2 Objetivos Específicos

- Determinar la composición y cuantificación de los residuos sólidos urbanos para la identificación del aprovechamiento de los mismos.
- Instalar una red piezométrica para definir la variación temporal del nivel freático y la dirección del flujo preferencial del agua subterránea local.
- Evaluar los principales parámetros hidrogeoquímicos del agua para establecer la calidad del agua subterránea.
- Aplicar técnicas de prospección eléctrica para la determinación de la presencia, dirección, y extensión de una pluma contaminante.

CAPITULO 2

2 ANTECEDENTES

2.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El tiradero vado Carranza está localizado dentro del corredor ripario región baja del río Colorado, margen derecha, con un área aproximada de 49,500 m². El basurero opera desde 1995 con un aproximado de basura depositada de 32 toneladas por día, provenientes de las siguientes zonas: El mayor, La puerta, La Mariana, López Mateos, Cucapá Mestizó, Cucapá indígena, Ejido Durango, Ejido Sonora, Nuevo Michoacán, Campos Nuevos, Col. Carranza, González Ortega y Oviedo Mota Reacomodo en el valle de Mexicali.

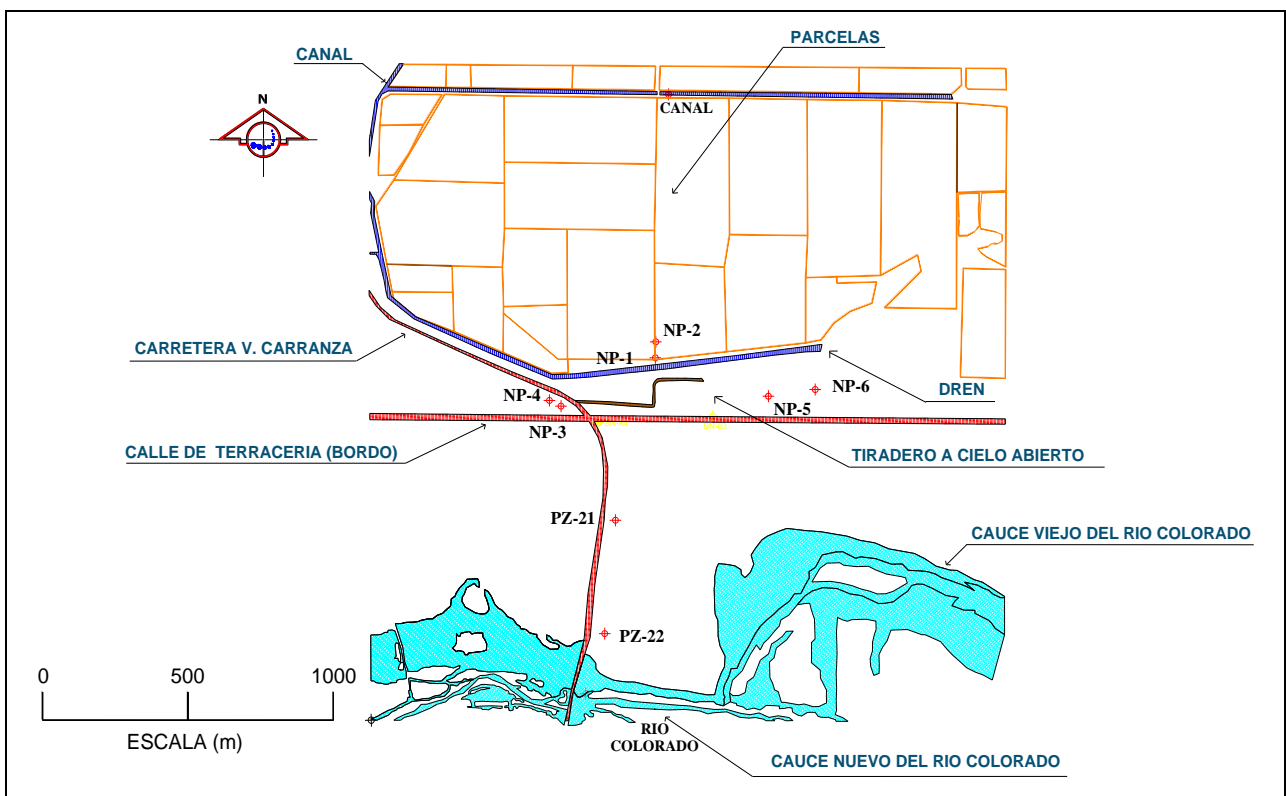


Figura 2. Área de Estudio, Tiradero vado Carranza.

2.1.1 Población

De acuerdo a los resultados del Censo de Población y Vivienda realizados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2005), la población total del municipio de Mexicali es de 855,962 habitantes, de los cuales 430,438 son hombres y 425,524 son mujeres; por tanto, su porcentaje de población masculina es de 50.3%, la tasa de crecimiento poblacional anual entre 2000 y 2005 ha sido del 2.0%.

2.1.2 Marco Físico

2.1.2.1 Climatología

El clima en Mexicali y su valle es de tipo seco muy árido y muy extremoso. Los meses más secos son mayo y junio. Las temperaturas medias mensuales más altas son en julio y agosto, ubicándose alrededor de los 32 °C, mientras la temperatura mínima mensual, de aproximadamente 15°C, se da en el mes de enero. La temperatura en verano llega a alcanzar los 50 °C y en invierno se ubica por debajo de los 0 °C.

El promedio anual de precipitación en el valle de Mexicali es de 85 mm. El nivel de Evaporación anual en el Valle de Mexicali es de 325 mm (Medina y García, 1997., INE, 1997). Por otro lado, el flujo de vientos proviene de noroeste a suroeste la mayor parte del año (PMD, 2010).

2.1.2.2 Marco Geológico Regional

La serie estratigráfica en el valle de Mexicali está compuesta por rocas metamórficas, ígneas y sedimentarias cuya edad abarca desde el Paleozoico hasta la actualidad (LIRA, 1995 en Ramírez, 1997).

Los límites laterales del valle de Mexicali los constituyen la sierra Cucapá y, hacia el este, la margen del río Colorado y el Desierto de Altar. La zona oeste donde se ubica la sierra Cucapá está compuesta por rocas ígneas intrusivas constituidas por tonalita y granodiorita con abundante biotita, donde también afloran sobre las laderas de la sierra arcillas, arenas, gravas y limos formando abanicos y terrazas aluviales (Barnard, 1968 en Ramírez, 1997).

La zona central del valle de Mexicali (cuenca) la forman los sedimentos deltaicos del río Colorado, conformada por suelo con depósitos aluviales como son la arcilla, arena, grava, y limos, los cuales rellenan la cuenca recubriendo al basamento granítico (Lira, 1995 en Ramírez, 1997).

De acuerdo al modelo de (de la Peña, 1979 en Carreón, 1996) en general los sedimentos del valle de Mexicali están clasificados en dos estratos. El estrato más superficial consiste en roca sedimentaria no consolidada como son las arcillas, arenas y gravas con espesores muy variables de 0-2000 m. Subyaciendo un horizonte de lutitas y lodolitas con intercalaciones de areniscas con espesores muy variables que se presentan a partir de 500 hasta 3000 m. Estos estratos cubren el basamento regional que está constituido por granito (Lira, 1995 en Ramírez, 1997).

2.1.2.3 Marco Geohidrológico

Los cuerpos de agua más importantes, cerca de la zona de estudio son el río Colorado al sur, el Canal de riego y el dren de desagüe al norte del tiradero (Fig. 2), los cuales se encuentran a una distancia aproximada de 1km, 1km y 100 m respectivamente.

El río Colorado se origina en territorio estadounidense, y cruza en nuestro país aproximadamente 90 km desembocando en el golfo de California; tiene un escurrimiento de 1850 Mm³ que es la cuota asignada a nuestro país de acuerdo al convenio con EU; sus aguas se aprovechan principalmente para actividades de uso urbano y agrícolas.

En el valle de Mexicali coexisten dos niveles acuíferos superpuestos y separados entre sí de forma irregular por una capa de sedimentos de baja permeabilidad. El nivel profundo es conocido como “yacimiento geotérmico de Cerro Prieto”. El nivel más somero corresponde al acuífero superior el cual tiene su nivel freático aproximadamente de 2-6 metros bajo la superficie del suelo (Ramírez, 1997).

El acuífero somero del Valle de Mexicali, es de tipo libre y el de mayor capacidad en el Estado. El volumen de extracción es de 750' 480, 135 m³/año de agua. La recarga del acuífero se estima en 700 Mm³, lo que representa según la cantidad que se extrae una sobre-explotación de 50'486,135 m³ (CNA, 1996).

La dirección de flujo del acuífero regional rige del noreste al suroeste con un gradiente hidráulico de aproximadamente .042m/km (Arreguin, 1986 en Carreón, 1996). Su agua se destina para uso agrícola y en menor escala al uso domestico-urbano de la ciudad de Mexicali.

2.2 CLASIFICACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS

Los residuos sólidos pueden clasificarse de acuerdo a su origen (domiciliar, industrial, comercial, institucional, público, etc.); a su composición (materia orgánica, vidrio, metal, papel, textiles, plásticos, inerte y otros); o de acuerdo a su peligrosidad (tóxicos, reactivos, corrosivos, radioactivos, inflamables, infecciosos) (Acurio, *et. al.*, 1998)

2.2.1 Residuo

En México, en la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), residuo se define como cualquier material utilizado en procesos de extracción, beneficio, transformación, producción, consumo, utilización, control o tratamiento, cuya calidad no permite usarlo nuevamente en el proceso que lo generó. De esta manera, los residuos pueden estar en los tres estados físicos fundamentales de la materia: sólidos, líquidos o gases. La mayor proporción corresponde a los sólidos y líquidos.

2.2.2 Residuos Sólidos Urbanos

Los residuos sólidos urbanos (RSU) son aquellos provenientes de la generación residencial, comercial, institucional e industrial, cuya gestión está a cargo de las autoridades municipales (Acurio, *et. al.*, 1998).

La norma oficial mexicana NOM-083-SEMARNAT-1983 define a los residuos sólidos como aquellos generados por la casa habitación, que resultan de la eliminación de las actividades domésticas, de los productos que se consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que proviene de cualquier otra actividad dentro de los establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias.

2.2.3 Residuos Peligrosos

La LGEEPA define como materiales o residuos peligrosos (RP) a los elementos, sustancias, compuestos, residuos o mezclas de estos que independientemente de su estado físico, representen un riesgo para el ambiente, la salud o los recursos naturales, por sus características corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas, inflamables o biológico-infecciosas. A estas características se les conoce con el código de CRETIB (SEMARNAT, 2002).

Algunos ejemplos de los residuos peligrosos son: Los aerosoles, productos de limpieza general, amoníaco, anticongelante, baterías, limpiadores de automóviles, líquido de frenos, líquido inflamable para encender el carbón, blanqueador a base de cloruro, detergentes, desinfectantes, líquido para destapar la tubería, barniz para muebles, entre otros.

2.3 GENERACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS

Los residuos sólidos municipales per cápita varían de acuerdo con la zona geográfica y el grado de desarrollo que presente el país. México ocupa uno de los primeros lugares en la generación de residuos sólidos de América Latina.

En México cada habitante genera en promedio 0.9 kg de residuos al día, 0.4 kg en zonas rurales, 1.5 en zonas metropolitanas y frontera norte. Generando un total de 95 mil ton/día lo que equivale a 35 millones de ton/año (SEMARNAT, 2010)

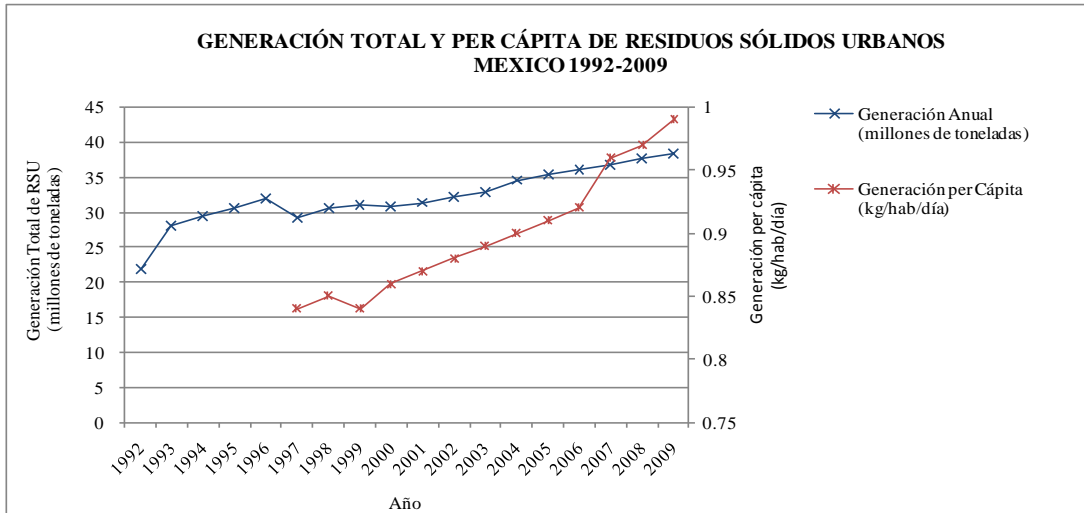


Figura 3. Generación total y per cápita de RSU en México de 1992-2009
Fuente: SEDESOL, 2010; SEMARNAT, 2010.

De acuerdo a su composición México genera el 53% de residuos orgánicos, 28% de residuos con alto potencial de reciclaje (14% papel y cartón, 6% vidrio, 4% plásticos, 3% metales y 1% textiles) ,19% restante, otros materiales (SEMARNAT, 2010., PNPGIR, 2009).

En Baja California (México) se genera un total de 1, 288 ton/día y se estima que la frontera norte genera en promedio 1.058 kg/hab/día.

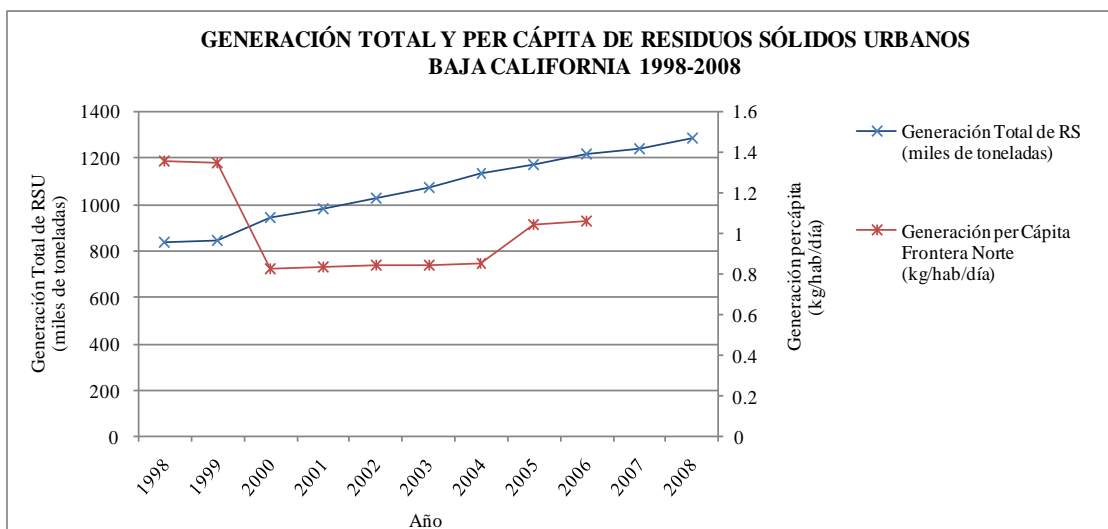


Figura 4. Generación total y per cápita de RSU en Baja California de 1998-2008
Fuente: SEDESOL, 2010; INE, 2010.

Gaxiola (1995) concluyó que el promedio diario de basura doméstica en Mexicali era de 0.489 kg/hab/día., el cual fue superior al reportado oficialmente por la SEDESOL (1994), que era de 0.433 kg/hab/día.

Ojeda, *et. al.*, (1996) estimo que la producción de residuos sólidos en la zona urbana es de 169,546 toneladas por año y en la rural de 10, 526 toneladas por año, generando de esta forma un peso promedio de basura de 255.2 kg/m³

Ojeda, *et. al.*, 2006 reporto que en la ciudad de Mexicali, la composición total de residuos orgánicos es de 58.89% y de inorgánicos es de 41.11%.

2.4 RIESGOS AMBIENTALES Y EN LA SALUD ASOCIADOS A LOS RSU

En México, la totalidad de la disposición final de los RSU sigue depositándose en el suelo, en diferentes modalidades: en tiraderos a cielo abierto, en rellenos de tierra no controlados y en rellenos sanitarios (Otoniel, 2006).

Los riesgos principales de un relleno sanitario o cualquiera de las modalidades anteriormente mencionadas, están relacionados con la liberación de lixiviados. Por su composición compleja y su alta toxicidad, los lixiviados pueden afectar: Directamente al agua (agua subterránea, agua potable, lagunas, ríos), indirectamente a la salud humana, directa e indirectamente la flora y fauna, directamente al subsuelo (ecosistema del subsuelo) (van Afferden, *et. al.*, 2002).

2.4.1 Recursos Hídricos Superficiales y Subterráneos

Uno de los efectos ambientales más serios provocados por el manejo inadecuado de los residuos sólidos es la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas. La materia orgánica proveniente de la lixiviación de los residuos disminuye el oxígeno disuelto del agua y aumenta los nutrientes nitrógeno (N) y fosforo (P), lo que ocasiona el aumento descontrolado de algas y genera procesos de eutrofización.

El lixiviado es un efluente líquido liberado por la masa de residuos como resultado de la descomposición de la materia orgánica pudiendo llevar líquidos inmiscibles (por ejemplo aceites), pequeñas partículas (sólidos

suspendidos), microorganismos (por ejemplo bacterias) y virus (Jones, *et al.*, 2005). Además, el lixiviado es anóxico, ácido, rico en ácidos orgánicos, iones sulfato y con altas concentraciones de iones metálicos comunes, especialmente hierro.

De acuerdo a Christensen, *et al.*, 2001 los lixiviados pueden ser clasificados por cuatro grupo de contaminantes basados en la solución de agua.

- La materia orgánica disuelta, expresada como la demanda de oxígeno químico (COD), total de químicos orgánicos (TOC), metano (CH₄), ácidos grasos volátiles, entre otros.
- Compuestos inorgánicos: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4 , Fe , Mn , Cl^- , SO_4^2 y HCO_3^- .
- Metales Pesados: Cd , Cr , Cu , Pb , Ni y Zn .
- Compuestos orgánicos xenobióticos (XOC) y entre otros una gran variedad de hidrocarburos aromáticos.

Otros efectos pueden ser: disminución de la calidad del agua, impacto visual y estético, problemas en la navegación de las aguas y extinción de organismos oxígeno dependientes. Además implica altas inversiones si se quiere recuperar el recurso.

2.4.2 Suelo

En general, en México y en muchos países del mundo se practica la disposición de los residuos sólidos en tiraderos a cielo abierto, provocando la contaminación de suelo. Algunos municipios o localidades hacen uso inapropiado del suelo vertiendo los residuos sobre depresiones naturales del terreno, muchas de ellas derivadas de la erosión, siendo una solución rápida de disposición.

En los RSU se puede encontrar una gran variedad de residuos químicos, especialmente pilas y baterías; aceites y grasas; pesticidas y herbicidas; solventes, pinturas y tintes; productos de limpieza; cosméticos; fármacos; y aerosoles. Los residuos químicos hacen susceptible de contaminación por lixiviados al subsuelo.

Por ejemplo la arcilla es vulnerable a los químicos que están presentes en la basura, como el benceno (se produce a partir del petróleo y se utiliza para la manufactura de plásticos, lubricantes, tintas, detergentes,

plaguicidas, etc.), por difusión puede atravesar una capa arcillosa de 91,4 cm en aproximadamente 5 años (Green pace, 2004).

2.4.3 Aire

En los vertederos de residuos sólidos, es evidente la contaminación atmosférica por la presencia de malos olores y la generación de humos, gases y partículas en suspensión, producto de la quema provocada o espontánea y el arrastre de los vientos.

La basura genera dos tipos de gases:

- Gases invernadero: Estos gases son metano (CH_4) y bióxido de carbono (CO_2 , también conocido como gas carbónico o anhídrido carbónico), que tienen como propiedad retener el calor generado por la radiación solar y elevar la temperatura de la atmosfera.
- Degradadores de la capa de ozono: Estos gases son conocidos como clorofluorocarbonados (CFC's) son hidrocarburos saturados de alta estabilidad fisicoquímica y nula toxicidad, debido a esto se emplean en la fabricación de envases de unicel, como propulsores de aerosoles para el cabello, en algunas pinturas y desodorantes.

Además, la quema de los residuos sólidos produce usualmente una considerable cantidad de material particulado, monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO_2), óxidos de nitrógeno y azufre (NO_x , SO_x), hidrocarburos aromáticos policíclicos (o materia orgánica particulada), y las dioxinas y furanos policlorados, entre otros gases contaminantes nocivos para la salud.

Las dioxinas son generadas durante la quema de materiales que contienen cloro (por ejemplo: los plásticos PVC, disolventes organoclorados, plaguicidas, etc.) y se distribuyen en el ambiente como parte de los gases, cenizas volátiles y cenizas sedimentadas (Peralta, *et. al.*, 2002)

Las dioxinas y furanos tienen varias características comunes: son muy tóxicos, activos fisiológicamente en dosis extremadamente pequeñas; son persistentes, es decir no se degradan fácilmente y pueden durar años en el medio ambiente; son bioacumulables en los tejidos grasos de los organismos y se biomagnifican, esto significa que aumentan su concentración progresivamente a lo largo de las cadenas alimenticias. Por su persistencia pueden viajar grandes distancias siendo arrastrados por las corrientes atmosféricas, marinas o de agua dulce (Santander, 2004., Peralta, et. al., 2002).

Las dioxinas, furanos, entre otros, generados por la combustión de residuos producen en la población cáncer, padecimientos respiratorios (bronquitis, enfisema, etc.), malformaciones congénitas, leucemia, linfomas y sarcomas de tejidos blandos, aumento de tamaño del hígado, riñones, lesiones en el páncreas, entre otras enfermedades (Santander, 2004., Peralta, et. al., 2002).

2.5 CARACTERIZACIÓN DE RSU: ESTUDIOS PREVIOS

En el estado de Baja California existen estudios de caracterización de residuos, sin embargo la mayor parte estos han sido desarrollados en las ciudades de Mexicali (Ojeda, *et. al*, 2000) y de Tijuana, poca atención se le ha prestado a la composición y caracterización de los residuos en zonas rurales de Baja California.

(Armijo, 2009) realizó un estudio de caracterización de RSU en dos comunidades, una rural (San Quintín) y la otra urbana (Ensenada) en Baja California, México, con el objeto de proponer estrategias de manejo, minimización y recuperación de residuos para su reciclaje. Concluye que la composición porcentual de los residuos de ambas localidades es muy similar. La mayor diferencia fue en la contribución porcentual del papel, siendo menor en la comunidad rural. Composición en San Quintín: Papel y cartón 19.58%, plásticos 14.76%, metales 3.3%, textiles 7.41%, vidrio 3.61%, residuos alimenticios 34.22%. Composición en Ensenada: Papel y cartón 22.49%, plásticos 12.53%, metales 2.68%, textiles 6.58%, vidrio 3.80%, residuos alimenticios 34.28%.

(Aguilar, *et.al.*, 2009) realizó un estudio de caracterización RSU en la comunidad rural Vicente Guerrero, México; con el objeto de describir y cuantificar los residuos generados utilizándolos como base para la generación de un sistema de tratamientos de residuos con recuperación de energía. Concluye que del total de residuos generados, el 82.93% tiene potencial de aprovechamiento y el 17.1% se tendría que disponer en el vertedero controlado. Del porcentaje aprovechable el 53.53% se podría reciclar y el 46.47% utilizar como materia prima en tratamientos de residuos con recuperación de energía.

(Lozano, 2005) realizó un estudio en tres colonias de la ciudad de Mexicali, Baja California. El objetivo principal fue analizar la proporción de los empaques de Residuos Domésticos Peligrosos (ERDP's) que generan las familias de una ciudad fronteriza. Así como clasificar todos los tipos de envases con características peligrosas que son desechados con contenido. Concluyó que la generación de ERDP's por vivienda fue de 113.84 gr/día, estimando que por persona se generan 27.35 grs del total de basura muestreada, el 2.37% de su peso corresponde a los ERDP's. Del total de artículos peligrosos, el 13.24% de los artículos fueron encontrados con contenido.

(Otoniel, *et. al.*, 2004) Caracterizó los empaques de Residuos Domésticos peligrosos (ERDP's) que se producen en las fuentes residenciales (viviendas) de la ciudad de Morelia, Michoacán. La clasificación se baso en la separación de los envases de acuerdo con el uso que se da al producto que contiene. Los resultados de la caracterización de los ERDP's indicaron una proporción del 1.6% del total de los residuos residenciales. De acuerdo con la cantidad estimada de residuos residenciales de 442 toneladas/día, estimó una generación ERDP's de 7.4 ton /día. En promedio, los limpiadores domésticos, cosméticos y fármacos son los que ocupan la mayor proporción en orden descendente, con alrededor de un 76% en conjunto. Le siguen los rubros de varios 6.41% y productos automotrices con un y 6.06. Los cinco rubros anteriormente mencionados suman el 88% del total de los residuos peligros encontrados en los hogares de Morelia.

2.6 CALIDAD DE AGUA

En el agua subterránea y superficial de origen natural, la mayoría de las sustancias disueltas se encuentran en estado iónico.

Los iones mayores (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} y HCO_3^-) en las aguas subterráneas se encuentran presentes casi siempre en concentraciones >1 mg/l. El ion NO_3^- generalmente se encuentra en este rango, pero se debe a contaminación orgánica.

Los iones menores más frecuentes (F^- , PO_4^{3-} , CO_3^{2-} , Sr^{2+} , Fe^{2+}) en aguas subterráneas se encuentran en concentraciones de 1 a 0.1mg/l. El resto (elementos traza) suelen estar en concentraciones inferiores a 0.1 mg/l (Appelo y Postma, 1993).

2.6.1 Parámetros Físico-Químicos del Agua

2.6.1.1 pH

El pH del agua representa su acidez o alcalinidad. El resultado de una medición de pH viene determinado por una consideración entre el número de protones (iones H^+) y el número de iones hidroxilo (OH^-).

El pH del agua puede variar entre 0 y 14 donde 7 es el límite de neutralidad. Cuando el pH de una sustancia es mayor de 7, es una sustancia alcalina y cuando está por debajo de 7, es una sustancia ácida.

El valor del pH compatible con la vida de los peces está comprendido entre 5 y 9. Sin embargo, para la mayoría de las especies acuáticas, el pH favorable se sitúa entre 6 y 7.2 (Rodier, 2005).

La norma oficial Mexicana indica que las aguas naturales deben tener un pH comprendido entre 6.5-8.5 (NOM-127-SSA1-1994).

2.6.1.2 Conductividad Eléctrica y Sólidos Totales Disueltos

La conductividad eléctrica (CE), es la capacidad que tienen las sales inorgánicas en solución de conducir la corriente eléctrica. Como consecuencia de su contenido iónico, el agua se hace conductora de la electricidad.

A medida que la concentración iónica aumenta, aumenta también la conductividad. La unidad de medida es el mS/cm ó mmho/cm. La variación de temperatura modifica notablemente la conductividad.

Esta variable depende de la cantidad de sales disueltas presentes en un líquido y es inversamente proporcional a la resistividad del mismo.

El total de sólidos disueltos (TSD) mide el peso de todas las sustancias disueltas en el agua, sean o no volátiles.

Los valores normales de conductividad en aguas dulces están entre 100 y 2000 mS/cm, en el agua de mar es del orden de 45.000 y en salmueras puede alcanzar los 100.000 mS/cm.

2.6.1.3 Oxígeno Disuelto

El oxígeno disuelto (OD) es la cantidad de oxígeno que está disuelta en el agua. El nivel de OD puede ser un indicador de contaminación de agua. Generalmente un nivel alto de OD (8-12 ppm) indica agua de buena calidad. Si los niveles de OD son muy bajos (0-4 ppm) algunos organismos no pueden sobrevivir.

La solubilidad del oxígeno disuelto se debe a varios factores, en particular: temperatura, presión atmosférica y salinidad. Además el OD está en función del origen del agua; las aguas superficiales pueden contener cantidades importantes próximas a la saturación. Las aguas profundas no contienen frecuentemente más que algunos miligramos por litros (Rodier, 2005).

Las normas europeas indican como concentración límite máxima apropiada la cifra de 5mg/l.

2.6.1.4 Temperatura

Una temperatura mayor 15 °C favorece al desarrollo de microorganismos, al mismo tiempo puede intensificar los olores y los sabores. Por el contrario una temperatura menor a 10 °C modera las reacciones químicas en los diferentes tratamientos de las aguas.

La elevación de la temperatura se acompaña de una modificación de la densidad (esta decrece cuando aumenta la temperatura), de una reducción de la viscosidad, de un aumento de la tensión de vapor saturante en la superficie (evaporación), y una disminución de la solubilidad de los gases (oxígeno) (Rodier, 2005).

2.6.2 Origen y Propiedades de los Constituyentes Mayoritarios del Agua

2.6.2.1 Aniones

2.6.2.1.1 Cloruro

El ion cloruro, muy fácilmente soluble, no se oxida ni se reduce en aguas naturales, no es adsorbido significativamente ni entra a formar parte de procesos bioquímicos, lo que le da un carácter de trazador ideal.

Habitualmente, el contenido de Cl^- es inferior a los 50 mg/l en aguas naturales, pero puede sufrir variaciones provocadas: en zonas áridas por lavado superficial en caso de lluvias fuertes, en zonas industriales por las contaminaciones debidas a las aguas residuales, en zonas costeras por infiltraciones de agua de mar. (Rodier, 2005., Custodio, *et. al*, 1983)

La concentración de cloruros en aguas subterráneas es muy variable, las normas americanas y mexicanas sugieren que el contenido de cloro (Cl^-) de las aguas no sobre pasen los 250 mg/l. Las normas europeas indican como límite máximo 350 mg/l de Cl^- . EL contenido de cloruro puede llegar a alcanzar los 900mg/l, en particular en las zonas áridas. (Rodier, 2005).

El gran inconveniente de los cloruros es el sabor desagradable que comunica al agua, principalmente cuando se trata de cloruro sódico.

2.6.2.1.2 Sulfato

El ion sulfato es moderadamente soluble, está sujeto a procesos de reducción, especialmente en presencia de bacterias y materia orgánica. En ambientes reductores, a pH menor que 7, la forma reducida estable es H_2S (Ácido sulfhídrico), mientras que en soluciones alcalinas predomina en HS^- (bisulfuro).

El ion sulfato procede de lavado de terrenos formados de gran aridez o ambientes marinos, de la oxidación de sulfuros de rocas ígneas o sedimentarias, de las actividades urbanas, industriales y en ocasiones agrícolas. (Custodio, *et. al*, 1983).

La organización mundial de la salud (OMS) sugiere que la concentración límite para aguas subterráneas no sea superior a los 250 mg/l de SO_4^- (sulfatos). Para las normas americanas, la concentración máxima aceptable es 250 mg/l de SO_4^- (Rodier, 2005).

Las concentraciones elevadas de SO_4^- pueden ocasionar problemas en la agricultura, para el abrevadero de los animales y la irrigación. Un contenido superior a los 480 mg/l hace que esta agua se impropia para la agricultura. Además, por sí mismo o si va asociado al magnesio (Mg) o sodio (Na) en cantidades importantes puede comunicar propiedades laxantes.

2.6.2.1.3 Bicarbonato y carbonato

Proceden de la disolución de CO_2 (dióxido de carbono) atmosférico o del suelo, de la disolución de calizas y dolomías. Si en el acuífero no existen aportes de CO_2 el contenido de carbono permanece constante y muchas veces puede suponerse que el contenido en CO_3H^- (bicarbonato) es constante ya que es el ion dominante. (Custodio, *et. al*, 1983).

El ion carbonato está en concentraciones mucho menores que el ion bicarbonato y si el $\text{pH} < 8.3$ se le considera cero. En aguas alcalinas con $\text{pH} > 8.3$ puede haber cantidades importantes, hasta 50 mg/l en algunas aguas naturales.

El agua subterránea generalmente contiene más de 10 mg/l pero menos de 800mg/l de CO_3H^- . Las concentraciones comúnmente pueden variar entre los 50 y 400 mg/l CO_3H^- (Davis, *et. al.*, 1966., Rodier, *et. al.*, 2005).

2.6.2.1.4 Nitratos y Nitritos

El ion nitrato es muy soluble y difícil de precipitar, procede de la descomposición de materia orgánica y contaminación urbana, industrial y ganadera (Custodio, *et. al*, 1983). Su concentración en aguas subterráneas no excede a los 10 mg/l. (Rodier, 2005).

Los nitritos (NO₂) se forman por la acción bacteriana del amonio y del nitrógeno orgánico. Generalmente sus concentraciones en el agua son muy reducidas debidas a la rápida oxidación de los nitritos a nitratos. Se encuentra generalmente en aguas tratadas, tanto municipales como agrícolas (Silao, 1998)

La Norma Oficial Mexicana indica 5 mg/l para los nitratos y 0.05 mg/l para los nitritos. Los nitratos al ser consumidos por el hombre en concentraciones superiores a los 45mg/l pueden provocar una metahemoglobinemia la cual se traduce a fenómenos de asfixia interna debida a la disminución de oxígeno en la sangre.

2.6.2.2 Cationes

2.6.2.2.1 Sodio

El ion sodio es un elemento muy soluble y difícil de precipitar, constante en el agua, no obstante las concentraciones pueden ser extremadamente variables. El sodio procede de la descomposición de sales minerales como los silicatos de sodio, lavado de sedimentos de origen marino, sales evaporitas, contaminación urbana e industrial, etc. La Norma Oficial Mexicana indica 200 mg/l para el sodio.

2.6.2.2.2 Potasio

Procede de la meteorización de los feldespatos y ocasionalmente de la solubilización de depósitos de evaporitas. El potasio tiende a ser fijado irreversiblemente en procesos de formación de arcillas y de adsorción en la superficie de minerales con alta capacidad de intercambio iónico. En aguas subterráneas no suele sobrepasar los 10 mg/l, a excepción de algunas salmueras. En ocasiones, concentraciones más altas pueden ser indicio de contaminación por vertidos de aguas residuales.

2.6.2.2.3 Calcio

El ion calcio es un elemento moderadamente soluble, fácilmente precipita como CaCO₃ (carbonato de calcio) y es generalmente el elemento dominante de las aguas naturales. El calcio procede de la disolución de calizas, dolomías, yeso y anhidrita. Esta frecuentemente en estado de saturación y su estado en solución

depende del equilibrio $\text{CO}_2\text{-CO}_3\text{H}^- \text{-CO}_3^{=}$. La concentración de calcio varía ampliamente en las aguas naturales entre 10 y 250 mg/l.

2.6.2.2.4 Magnesio

Menos abundante que el calcio en aguas naturales, procede de la disolución de rocas carbonatadas (dolomías y calizas magnesianas), evaporitas y de la alteración de silicatos ferromagnesianos, así como de agua marina. En aguas naturales el contenido de ión magnesio no suele sobrepasar los 40 mg/l. En terrenos calcáreos pueden rebasarse los 100 mg/l y en terrenos evaporíticos pueden alcanzarse valores de 1000 mg/l.

La Tabla. 1 muestra la comparación de diferentes normas y organizaciones de los límites máximos permisibles de los principales constituyentes mayores de las aguas naturales.

Tabla 1. Comparación de límites máximos permisibles de los iones mayoritarios.

	LIMITES PERMISIBLES (mg/l)			
	NOM-041-SSA1-1993	Drinking Water Standards EPA	NOM-127-SSA1-1994	OMS, 2008
pH	6.5-8.5	6.5-8.5	6.5-8.5	6.5-8
STD	500	500	1000	1000
Alcalinidad como CaCO_3	300	-	-	-
Sodio	-	-	200	200
Dureza como CaCO_3	200	-	500	500
Cloruros como Cl^-	250	250	250	250
Sulfatos como SO_4^{2-}	250	250	-	250
Nitratos como N^-	10	10	10	50
Fluor como F^-	0.7	2	1.5	

2.7 CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRANEA

2.7.1 Calidad del Agua Superficial: Río Colorado

Durante los primeros años de aplicación del Tratado sobre Distribución de Aguas internacionales de 1944, México recibió del Río Colorado aguas de buena calidad con valores de salinidad que no sobrepasaban las 900 ppm., sin embargo, a finales de 1961 se observó un incremento en la salinidad de dichas aguas debido a que Estados Unidos, a fin de controlar y reducir el nivel de las aguas freáticas, perforó y puso en operación numerosos pozos en el Valle de Wellton-Mohawk, contaminando con sus descargas las aguas que llegaban a territorio mexicano (CILA,2010).

La Figura. 5 presenta la variación de la salinidad en el agua de 1974 a 2006 de la presa Morelos.

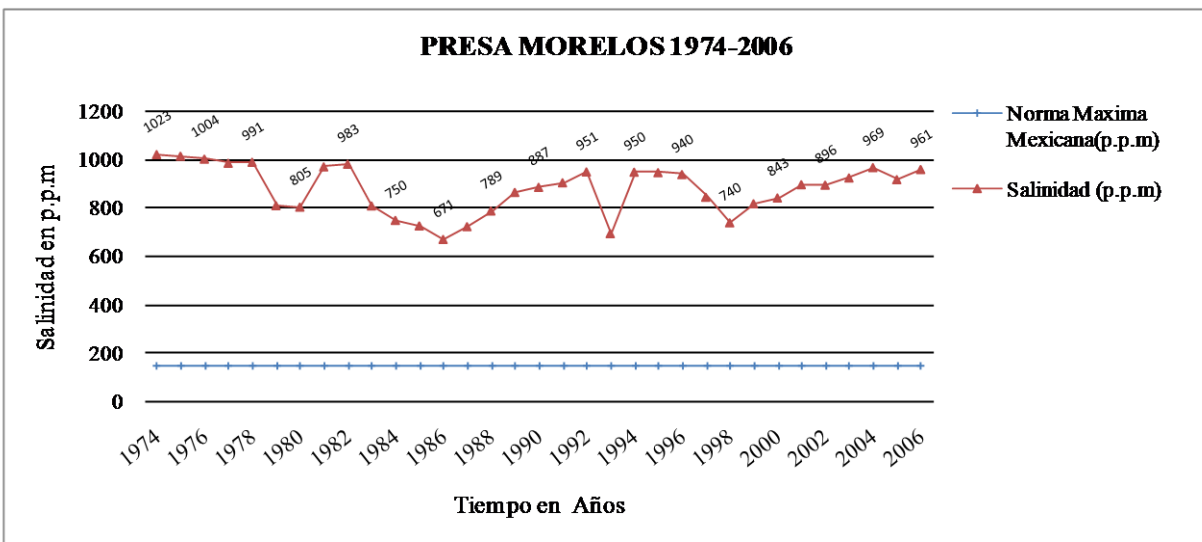


Figura 5. Salinidad Presa Morelos 1974-2006
Fuente: CILA, 2010

El Río Colorado que es la principal corriente del Municipio, la calidad del agua se encuentra entre los 1,000 ppm de sólidos totales disueltos, considerándose no apta para consumo humano.

2.7.2 Calidad del Agua Subterránea (Acuífero): Valle de Mexicali

El recurso agua en el estado de Baja California es insuficiente con relación a las bajas precipitaciones que se presentan. Además la infraestructura hidráulica superficial en la entidad es escasa, exceptuando el Valle de Mexicali.

El agua subterránea tiene la más alta calidad sobre el lado noreste del Valle de Mexicali y ha sido tradicionalmente empleada para desarrollar la agricultura (Cazares, 2008).

La Secretaria de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural (SAGAR) en 1996 reporto que en el valle de Mexicali se consumía un promedio de 2,750 Mm³ con un contenido de sales disueltas de 970 ppm promedio.

2.8 CALIDAD DEL AGUA EN EL VALLE DE MEXICALI: ESTUDIOS PREVIOS

(Carreón, 1996) realizo una caracterización geoquímica de las aguas subterráneas del valle de Mexicali, con el objetivo de conocer y comparar, de manera preliminar, los diversos tipos de aguas subterráneas a lo largo del valle. Concluyendo que desde las inmediaciones del rio Colorado y hasta la porción central del valle, la salinidad variaba desde los 1000 hasta las 2500 ppm. Además, de acuerdo a los diagramas de Piper determinó que en la zona central del valle de Mexicali existe una mezcla entre aguas geotérmicas y superficiales ricas en sodio.

(INEGI, 1995) El levantamiento hidroquímico realizado en mrz-may de 1991, dio como resultado que en el valle Mexicali existen aguas catalogadas de regular a mala calidad, tolerable a salada, con concentraciones promedio entre 1,400 a 2,200 mg/l de sólidos totales disueltos (STD). Las familias químicas que se desprenden de los diagramas de Palmer-Piper sobre el Valle de Mexicali, indicaron familias cálcicas, magnésicas, sódicas, cloruradas y sulfatadas.

(Ariel, 1967) realizo un estudio describiendo las condiciones que prevalecían en el valle de Mexicali y Mesa de San Luis, con el objeto de evaluar cuantitativamente los recursos del agua subterránea, determinar la

recarga de los acuíferos y formular un programa de régimen de bombeo, así mismo determinar la potencialidad de los acuíferos de la Mesa de San Luis, sonora.

2.9 PROSPECCIÓN GEOFÍSICA

La geofísica es la ciencia que estudia los materiales del subsuelo, a partir de mediciones indirectas de algunas de sus propiedades físicas fundamentales (densidad, resistividad eléctrica, permeabilidad magnética, etc.) (Auge, 2008)

La prospección geofísica es un conjunto de técnicas físicas y matemáticas, aplicadas a la búsqueda y localización de formaciones geológicas a profundidad, basadas en el contraste de algunas de sus propiedades físicas por medio de observaciones realizadas a partir de la superficie del suelo (Auge, 2008).

Los principales métodos de prospección geofísica son el gravimétrico, el magnético, el eléctrico y el sísmico. Los dos primeros son métodos de campo natural, y los dos restantes de campo artificial. El método gravimétrico y magnético, estudian las perturbaciones que determinadas estructuras o cuerpos producen sobre campos preexistentes, que son el de la gravedad terrestre y el geomagnético, mientras que en el eléctrico y en el sísmico es el propio prospector el que crea el campo físico que va a estudiar (Orellana, 1972)

Estos métodos geofísicos se aplican para la identificación de características geológicas, hidrológicas y ambientales como por ejemplo: profundidad de rocas, determinación del espesor de recubrimiento y basamento, cambios en la textura del suelo, nivel de agua subterránea, flujo del nivel de agua, contaminación de suelo, contaminación de agua subterránea, detección y evaluación de fracturas, localización de objetos, etc. (Mondelli, et. al., 2007).

Una de las ventajas de los estudios geofísicos es que son métodos no invasivos que permiten investigar áreas muy grandes a bajos costos (Mondelli, et. al., 2007).

2.9.1 Técnicas de Prospección Eléctrica.

Existen diversas técnicas prospectivas, entre estas se encuentran las de corriente continua o eléctrica como los sondeos eléctricos verticales (SEV), tomografía eléctrica (TE) y calicatas eléctricas (CE) que miden la resistividad de los materiales o en algún caso su inverso, la conductividad.

Estas técnicas se basan en la propagación, transmisión y recepción de un campo eléctrico en el subsuelo a partir de un micro dispositivo tetraelectrónico, que consta de dos electrodos de corriente C_1 y C_2 ; y dos electrodos de potencial P_1 y P_2 (Granda, *et. al.*, 2005, Jordá, 2005).

Los sondeos eléctricos verticales (SEV's) investigan la heterogeneidad de la resistencia vertical, es decir, que en esta técnica la resistividad del subsuelo cambia únicamente con la profundidad, pero no cambia en la dirección horizontal (López, *et. al.*, 2002). Sin embargo, la tomografía eléctrica se diferencia de las otras técnicas (sondeos eléctricos verticales y calicatas eléctricas) resistivas por su alta capacidad de resolución y por no tener limitación de cambios laterales o topográficos. A pesar de que, la TE debido a su configuración y logística, no permite investigar grandes profundidades (superiores a 200 metros).

2.9.2 Resistividad Eléctrica de Suelos

La resistividad es una característica propia de un material e indica que tanto se opone el material al paso de la corriente. La resistividad eléctrica del subsuelo está fuertemente influenciada por el contenido, clase de minerales y fluidos, su porosidad, y grado de saturación. Además, la magnitud de esta medida depende entre otras variables, de la distribución de resistividades de las estructuras del subsuelo, de las distancias entre los electrodos y de la corriente inyectada. (Loke, 2002).

Si se pasa una corriente eléctrica de I amperios por un objeto (conductor rectilíneo y homogéneo), y la potencia se reduce a V voltios, la resistencia R del objeto se calcula por la Ley de Ohm:

$$R = \left(\frac{V}{I} \right),$$

la resistencia que opone un objeto al paso de la corriente es directamente proporcional a la longitud L e inversamente proporcional a la sección A del objeto, por lo tanto:

$$R = \rho \left(\frac{L}{A} \right),$$

donde la constante de proporcionalidad ρ es la resistividad eléctrica. Así, la resistividad eléctrica se calcula a partir de las mediciones de la corriente I y la diferencia de la potencia V mediante la expresión:

$$\rho = G \left(\frac{V}{I} \right),$$

donde G es el factor geométrico que depende de la forma del objeto y de la disposición de los electrodos utilizados para pasar la corriente y medir el voltaje. La unidad de resistividad en el Sistema Internacional es el ohm por metro (Ω -m).

La resistividad presenta variaciones considerables en los sedimentos (Tabla. 2). Además, su valor también varía con cambios en otros factores como la temperatura, humedad o presión.

Tabla 2. Valores de resistividad eléctrica en sedimentos detríticos no consolidados con el porcentaje de arcilla para cada tipo de sedimento (Tapias, et. al.).

Sedimento	Porcentaje de arcilla (%)	Resistividad
Gravas	3	500-1000
Arena	5	50-100
Arena Limosa	10	50-100
Limo	15	30-500
Limo Arenosa	20	25-30
Arcilla Arenosa	30	15-25
Arcilla limosa	45	10-15
Arcilla	65	5-10

2.9.3 Dispositivos Tetraelectrónicos Lineales

La disposición de los electrodos puede ajustarse de acuerdo a la profundidad del sondeo, la resolución vertical y horizontal deseada, las características geológicas y las posibilidades del equipo de medición. De este modo, existen distintos tipos de arreglos o disposición lineal de electrodos, entre los más habituales se encuentran: Schlumberger, Wenner, dipolo-dipolo, polo-dipolo, etc. (Fazzito, 2004). A continuación se describen los dispositivos de interés.

2.9.3.1 Dispositivo Schlumberger

El arreglo Schlumberger (Figura 6) consiste en la composición de cuatro electrodos de la forma $C_1P_1P_2C_2$ dispuestos en línea recta, donde la distancia x de los electrodos de potencial P_1 y P_2 es mucho menor que la distancia b de los electrodos de corriente C_1 y C_2 .

La ecuación del factor geométrico G para esta disposición de electrodos se puede escribirse de la siguiente manera: $G = \pi \frac{b(b+x)}{x}$

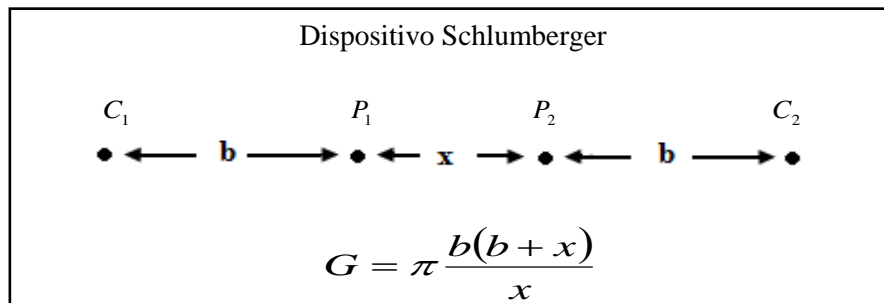


Figura 6. Esquema del dispositivo Schlumberger (Loke, 2002).

Por lo tanto, la resistividad aparente ρ_a estará dada por la siguiente ecuación:

$$\rho_a = \frac{V}{I} \left(\pi \frac{b(b+x)}{x} \right)$$

En general, la profundidad alcanzada por la corriente eléctrica aumenta a medida que crece la distancia entre C_1 y C_2 (esta idea se representa esquemáticamente en la Figura. 7).

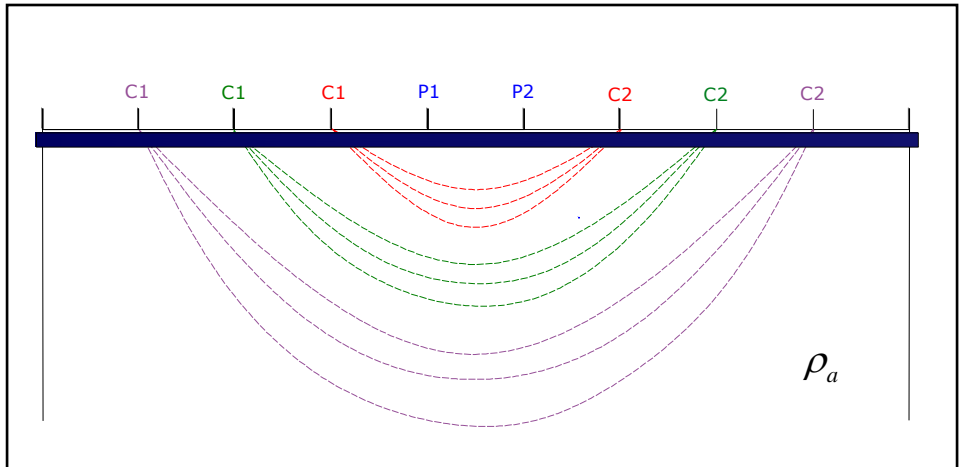


Figura 7. Esquema de la distribución de la corriente eléctrica con un Dispositivo Schlumberguer

2.9.3.2 Dispositivo Dipolo-Dipolo.

El arreglo dipolo-dipolo (Figura 8) consiste en la composición de cuatro electrodos de la forma $C_1C_2P_1P_2$ dispuestos en línea recta, donde la distancia x entre los dos electrodos de corriente C_1 y C_2 es igual a la distancia de los electrodos de potencial P_1 y P_2 . La distancia entre los centros de los pares de los electrodos es $(n + 1)x$ esto significa que están separados en una cantidad entera de veces la longitud del dipolo.

La ecuación del factor geométrico G para ésta disposición de electrodos se puede escribir de la siguiente manera: $G = \pi n(n + 1)(n + 2)x$

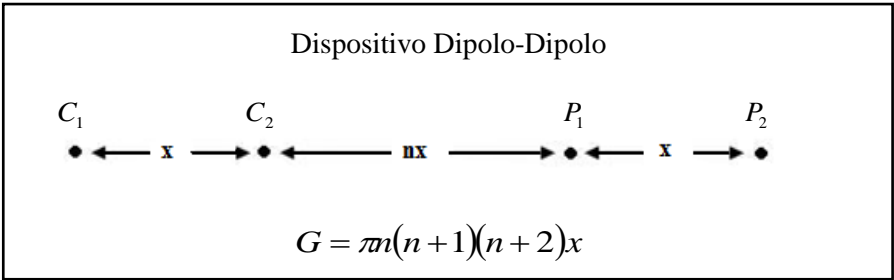


Figura 8. Configuración de electrodos dipolo-dipolo (Loke, 2002)

Por lo tanto, la resistividad aparente ρ_a estará dada por la siguiente ecuación:

$$\rho_a = \frac{V}{I} (\pi m(n+1)(n+2)x)$$

En general, a mayor separación entre dipolos se consigue mayor profundidad de sondeo (esta idea se representa esquemáticamente en la Figura 9).

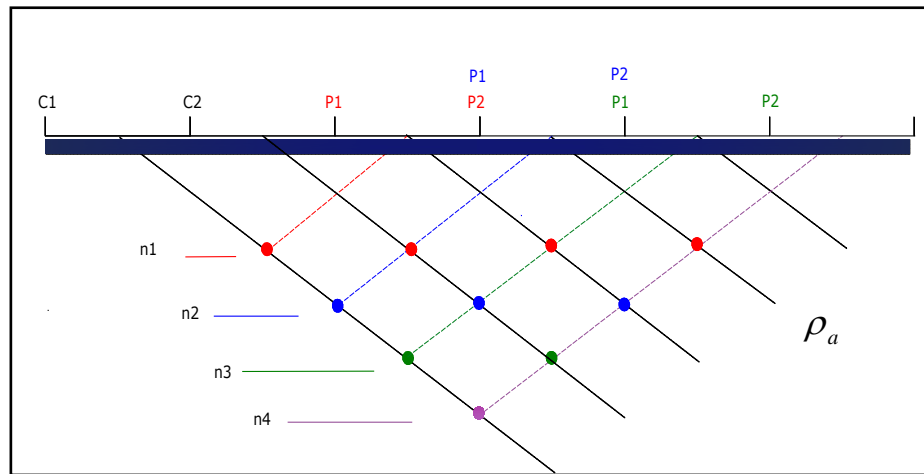


Figura 9. Esquema de la distribución de los puntos de atribución con el dispositivo dipolo-dipolo (Tanias, *et. al.* 2000; Fazzito, 2004)

2.9.4 MÉTODOS GEOFÍSICOS: ESTUDIOS PREVIOS

Reyes-López (2008) utilizó técnicas geofísicas como son los sondeos eléctricos verticales (SEV's) y penetración de suelo por radar (GPR). Aunado a esto, utilizó técnicas hidrogeológicas para delimitar una pluma de contaminación en un tiradero a cielo abierto situado en el Ejido Guadalupe Victoria en el valle de Mexicali.

Abu-Zeid, *et. al.* (2003) realizó una investigación aplicando análisis geoquímicos y geofísicos en el relleno sanitario Canal Morozzo situado al NE de Italia, con el propósito de caracterizar la composición química de lixiviados, esclarecer la magnitud y extensión de la pluma en términos de la distribución espacial.

(Mondelli *et al.*, 2006) evaluó la contaminación en un sitio de disposición final mediante la aplicación de técnicas geofísicas resistivas como los sondeos eléctricos verticales (SEV's) y pruebas de penetración resistivas por piezocono (RCPTU). Además, para un mejor entendimiento de la pluma contaminante realizaron análisis físico-químicos del agua y de suelo.

Kholmatov, *et. al.*, (2008) realizó una caracterización en basurero de residuos sólidos municipales en la ciudad de Tashkent, utilizó técnicas geofísicas como los sondeos eléctricos verticales (SEV's) y sísmica de refracción (SR). El objetivo de esta investigación fue determinar las características dinámicas y estratos geológicos subyacentes del basurero incluyendo también el nivel del agua subterránea.

CAPITULO 3

3 MÉTODOS DE ESTUDIO

3.1 CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES.

La caracterización de RS se efectuó del 24 al 28 de Marzo. Para su realización, se consideraron las siguientes normas Mexicanas: NMX-AA-015-1985 (Método de cuarteo) y NMX-AA-022-1985 (Selección y cuantificación de subproductos).

Las muestras analizadas se obtuvieron de los residuos depositados directamente en el suelo por los camiones recolectores correspondientes al sitio. Una vez depositados los residuos en el suelo, se separo una muestra homogénea y representativa para posterior mente aplicar el método de cuarteo.

3.1.1 Método de Cuarteo

El método de cuarteo consiste en homogenizar la muestra bruta en un área plana horizontal de 4x4 (Figura. 10). La muestra se divide en cuatro partes asignándole una letra a cada cuadrante (A, B, C, D). Posteriormente, se separan los cuadrantes opuestos (A y C ó B y D) y se mezcla nuevamente la muestra, se repite esta operación hasta dejar un mínimo de 50 kg de residuos sólidos.

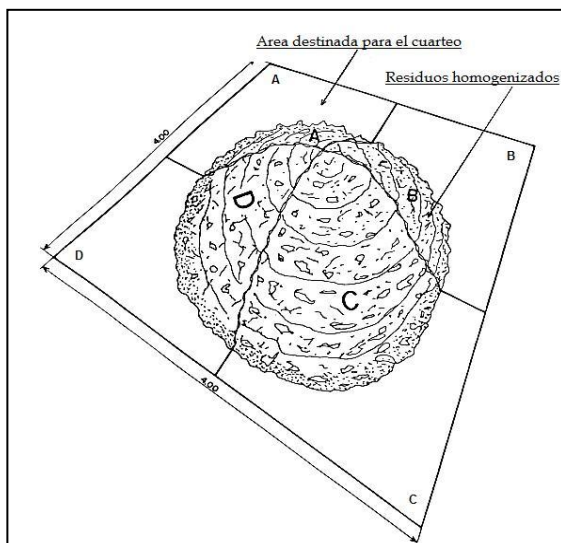


Figura 10. Método de cuarteo.
Imagen de NMX-AA-015-1985



a) Camión recolector.



b) Residuos que serán caracterizados.



c) Método de cuarteo



d) Mezclando la muestra.



e) Selección de los residuos por tipo de material.



f) Cuantificación de los residuos.

Figura 11. Las fotografías a-f muestran el procedimiento de la caracterización de la basura en el Tiradero a cielo abierto vado Carranza.

3.1.2 Selección y Cuantificación de Subproductos

La selección y cuantificación de subproductos se realizó de acuerdo a la NMX-AA-022-1985, se separaron los residuos de acuerdo a 29 categorías (ver Tabla. 3), se pesaron y se registraron los valores obtenidos.

**Tabla 3. Hoja de registro de campo selección y cuantificación de subproductos.
Formato de NOM-AA-022-1985**

HOJA DE REGISTRO DE CAMPO SELECCION Y CUANTIFICACION DE SUBPRODUCTOS			
Localidad:		Municipio:	
Fecha y Hora del Análisis:		Peso de la Muestra:	
Estrato socioeconómico:		Tara de la Bolsa:	
Responsable del Análisis:		Dependencia o Institución:	
Nombre del Subproducto	Peso en kg	% en Peso	Observaciones
1. Algodón			
2. Cartón			
3. Cuero			
4.-Cobre			
5. Envase de cartón encerado			
6. Fibras sintéticas			
7. Foam			
8. Hueso			
9. Hule			
10. Lata de Aluminio			
11. Loza y Cerámica			
12. Madera			
13. Material de construcción			
14. Material Ferroso			
15. Material no Ferroso			
16. Papel			
17. Panal desechable			
18. Plástico de Película			
19. Plástico PET			
20. Poliuretano			
21. Platico rígido			
22. Residuos de Alimentos			
23. Residuos de jardinería			
24. Trapos			
25. Vidrio de color			
26. Vidrio transparente			
27. Empaques Peligrosos No. 2			
28. Empaques Peligrosos			
29. Bolsistas de Empaques			

3.2 PROSPECCIÓN GEOELÉCTRICA: MEDICIÓN DE CAMPO

Para identificar el espesor, extensión lateral y vertical de una pluma de contaminación, como posible efecto de lixiviación por el vertido de los residuos sólidos; y algunas características de las formaciones subyacentes al acuífero superior en el tiradero a cielo abierto vado Carranza, se realizaron 3 levantamientos geoelectricos. Se utilizaron las técnicas de sondeo eléctrico vertical y tomografía eléctrica, a través de los dispositivos Schlumberger y dipolo-dipolo respectivamente.

3.2.1 Sondeos Eléctricos Verticales

Los sondeos eléctricos verticales consistieron en la aplicación de un dispositivo tetraelectródico tipo Schlumberger con una separación máxima de electrodos de $AB/2 = 100$ metros. La Figura 12 muestra la ubicación espacial de las líneas geofísicas.



Figura 12. Ubicación de líneas Geofísicas S1-I (Primer Sondeo-Inicio), S1-E21 [S2-I](Primer Sondeo-Electrodo 21 y Segundo Sondeo-Inicio), S1-F (Primer Sondeo-Final).

3.2.2 Tomografía Eléctrica

La tomografía eléctrica consistió en la aplicación de 2 levantamientos geoelectricos, utilizando en ambos un dispositivo tetraelectrónico tipo dipolo-dipolo.

En el primer levantamiento, se llevaron a cabo 19 sondeos geoelectricos resistivos, cada sondeo estuvo conformado por 28 electrodos con un interespaciado electrodo de 0.5 metros. Además, se realizo un traslape de 14 electrodos (7 metros), con la intención de no dejar espacios vacios entre sondeos y así obtener una mejor resolución lateral.

En el segundo levantamiento geoelectrico se llevaron a cabo 4 sondeos eléctricos (S1, S2, S3, S4), cada sondeo estuvo conformado por 28 electrodos con un interespaciado electrodo de 2.5 metros. También, se realizó un traslape de 7 electrodos (17.5 metros), con la intención de no dejar espacios vacios entre sondeos y obtener mayor profundidad de investigación con respecto al levantamiento geoelectrico anterior.

La Figura. 10 presenta la ubicación espacial de cada línea geoelectrica para el segundo levantamiento, el primer levantamiento llevo el mismo transecto.



Figura 13. Ubicación de líneas Geofísicas S1-I (Primer Sondeo-Inicio), S1-E21 [S2-I](Primer Sondeo-Electrodo 21 y Segundo Sondeo-Inicio), S1-F (Primer Sondeo-Final).

El trabajo consistió en utilizar un equipo de resistividad **SuperSting** modelo **R1/ IP** (Figura. 14a) con 28 electrodos “inteligentes” de acero no-polarizables, de 20 cm de largo (Figura 14b). El equipo de resistividad posee en su parte superior dos entradas para 28 electrodos cada una. Los electrodos se comunican al equipo por medio de siete cables que conforman una extensión de 270 m, donde cada cable incluye 4 electrodos con un espaciado máximo entre ellos de 10 m. Los electrodos se ajustan en un muelle de acero inoxidable por medio del cual se inyecta la corriente para la obtención de las medidas potenciales (Figura 14b).

La ventaja de este equipo es que realiza automáticamente todas las mediciones posibles mediante el sistema de electrodos automáticos de modo dual (Swift). Para esto se requiere configurar previamente la secuencia de medición de acuerdo al dispositivo adecuado (Schlumberger, dipolo-dipolo) grabar esta secuencia en la memoria del equipo y proceder a la medición automática en el campo.

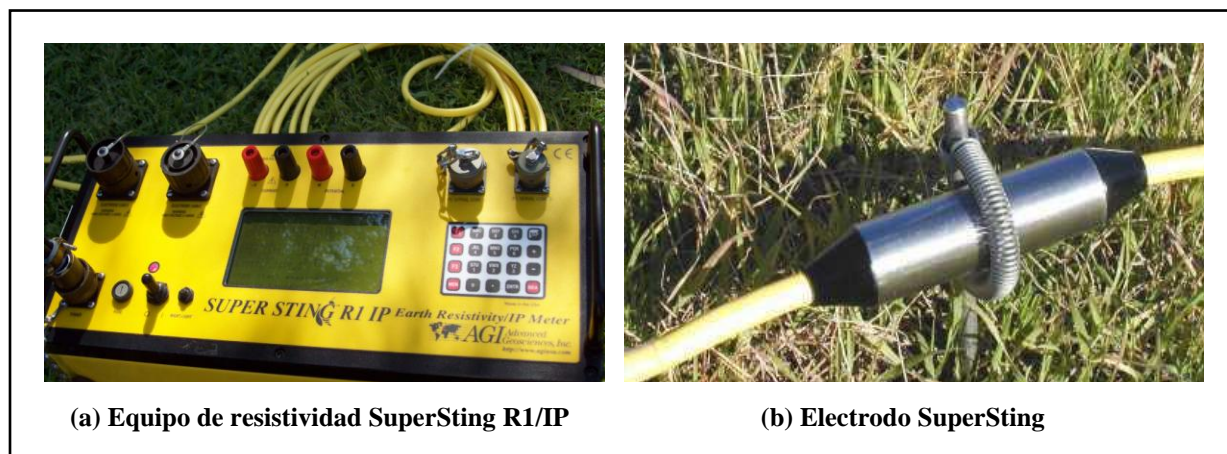


Figura 14. (a) Equipo de resistividad SuperSting modelo R1/IP, (b) Electrodo “inteligente” SuperSting modo dual ajustado al muelle de acero inoxidable.

Para la inversión de los datos se utilizó el programa EarthImager 2D de la compañía Advanced Geosciences Incorporation (AGI). El programa determina en forma automática un modelo bidimensional de resistividades reales del subsuelo a partir de un conjunto de datos que constituyen los valores de resistividades aparentes medidos en el campo. La técnica de inversión automatizada, está basada en el método de suavizado de mínimos cuadrados, que produce un modelo geoelectrico de dos dimensiones a partir de los valores de resistividad real del subsuelo.



a) Vista parcial de los sondeos en la parte norte del basurero.



b) Ajustando el próximo tendido.



c) Electrodo hincado en el terreno y conector que lo comunica al cable conductor

Figura 15. Las fotografías a, b, c muestran la disposición de una línea geofísica.

3.3 RED PIEZOMÉTRICA: VADO CARRANZA

3.3.1 Piezometría

Para conocer la tendencia local que experimenta la dirección y el nivel del agua subterránea en el tiempo, se recopilaron valores bimestrales de los niveles del agua de la red piezométrica previamente instalada en el área de estudio durante el año hidrológico abril-08/abril-09.

En este caso para la obtención de los valores de los niveles del agua subterránea se utilizó el instrumento Heron Medidor de Nivel de Agua modelo little Ripper con una longitud de cinta de 22m (75ft).

3.3.1.1 Características constructivas piezométricas

Se instalaron seis piezómetros alrededor del área de estudio con las siguientes características (Figura 16). Cada piezómetro está construido con un tubo de PVC de 5 cm (2") de diámetro con una sección ranurada de 3 metros en la parte inferior del piezómetro; cada uno tiene una longitud aproximada de 6 metros. En la parte interior tiene un tubo de ABS de 3.85cm (1.5") con una longitud de 3 m, el cual está ranurado y cubierto por tela 100% poliéster.

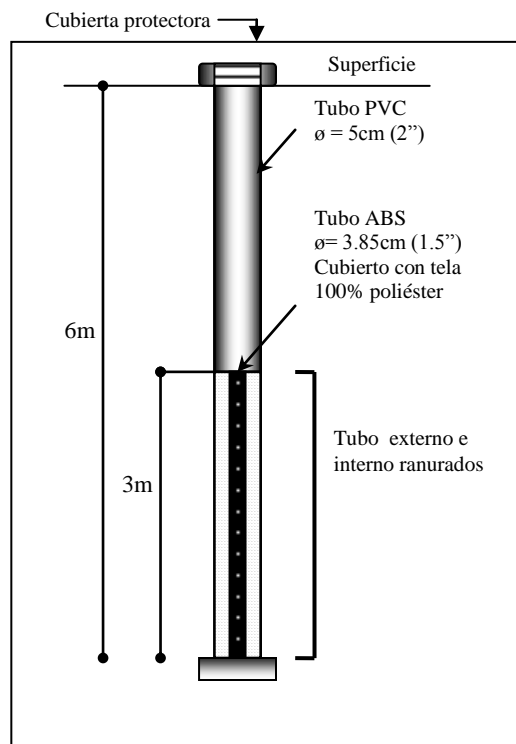


Figura 16. Esquema de piezómetros instalados en el Tiradero vado Carranza (Sin escala).

3.3.1.2 Localización Piezométrica

Los piezómetros NP-1 y NP-2 están ubicados 50 y 100 m a partir del dren de desagüe dirección norte del tiradero. Los piezómetros NP-3 y NP-4 están a 50 y 100 m a partir de la carretera vado Carranza hacia oeste del tiradero, el NP-5 se encuentra dentro de la zona de estudio y el NP-6 se ubica a 50 m dirección este del tiradero. Además se tomaron dos piezómetros previamente instalados PZ-21 y PZ-22 en dirección sur al tiradero vea (Figura 17). En la Tabla. 4 se disponen las coordenadas U.T. M obtenidas a través de un sistema de posicionamiento mediante satélites (GPS) y las cotas de cada uno de los piezómetros, obtenidas mediante el instrumento Estación Total GTS 230w.

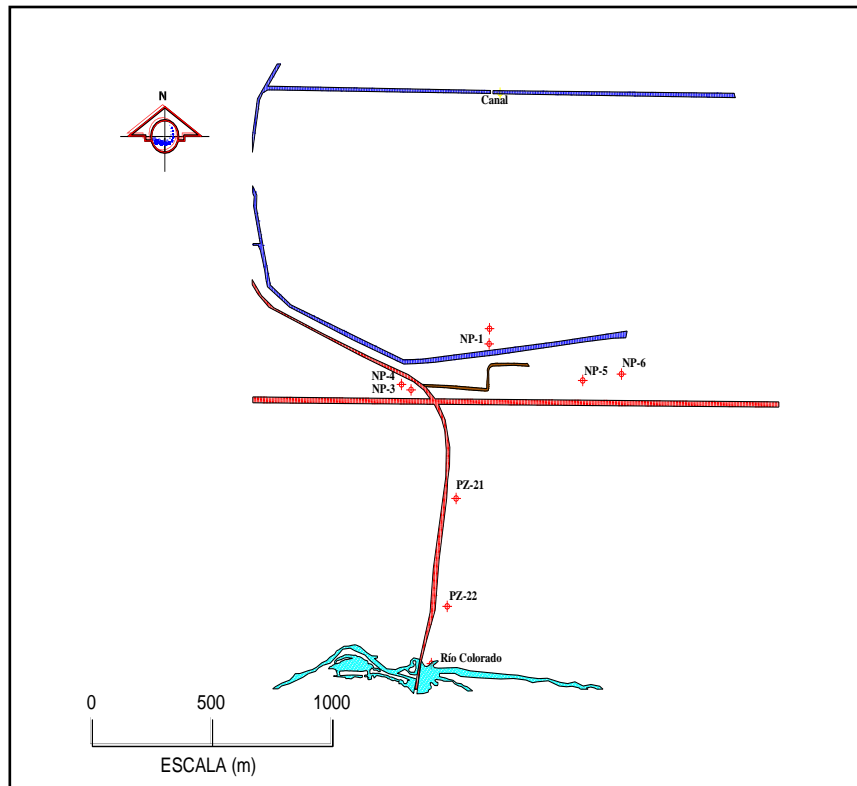


Figura 17. Localización de piezómetros y otros puntos de muestreo.

Tabla 4. Ubicación piezométrica y cota de brocal.

Piezómetro	Coordenadas (U. T. M)		Cota
	N	E	Brocal (m.s.n.m)
NP-1	3564439.840	673794.242	8.42
NP-2	3564492.864	673795.676	8.43
NP-3	3564279.143	673469.383	8.45
NP-4	3564298.041	673429.617	7.50
NP-5	3564312.138	674183.242	8.67
NP-6	3564334.327	674344.403	9.11
P-21	3563899.662	673656.775	11.36
P-22	3563522.706	673619.923	11.64
Agua RC	3563322.824	673553.995	NA
Agua Canal	3565256.740	673773.490	NA

3.4 CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUIMICA

3.4.1 Técnica de Muestreo

Para la caracterización hidroquímica del agua subterránea se definió una red de muestreo bimestral de los puntos piezométricos NP-1, 2, 3, 4, 5, 6, PZ-21,22. Además, se tomaron muestras del canal de riego y del río Colorado. Se extrajeron aproximadamente un total de 80 muestras en un periodo de un año y medio. Todas las muestras fueron analizadas en el laboratorio de Ciencias de la Tierra y el laboratorio de Química Ambiental en la Universidad Autónoma de Baja California.

Los puntos muestreados fueron purgados por medio de una bomba peristáltica, tres veces el volumen del sondeo; Las muestras de agua fueron colectadas en botellas de polietileno de 500 ml por triplicado en cada sitio y se conservo a una temperatura de 4 °C para evitar modificaciones en sus características químicas.

Para algunas determinaciones como el sodio y el potasio la muestra se estabilizo, mediante la acidificación, utilizando ácido nítrico (HNO₃).

3.4.2 Determinaciones químicas de campo

Simultáneamente al muestreo del agua subterránea y superficial se realizaron distintas determinaciones fisicoquímicas *in situ*, las cuales incluyeron la medición de la temperatura (T), potencial de hidrogeno (pH), conductividad eléctrica (CE), sólidos totales disueltos (STD), oxígeno disuelto (OD).

La temperatura (°C) se midió con el sensor de temperatura que viene acoplado al pH-metro modelo HANNA HI-9052 con un rango de 0.0 a 100.0 °C el cual tiene una precisión (20 °C) de ± 5 .

La medición del pH se realizó con un pH-metro modelo HANNA HI-9052 con un rango de 0.0 a 14 y una precisión a (20 °C) de ± 0.01 . Los indicadores 4, 7 y 10 se utilizaron para la calibración del instrumento.

La conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos se analizaron con el instrumento

Oxígeno disuelto se determinó por colorimetría con el instrumento de medición espectrofotómetro modelo HACH cel/850 utilizando ampollas de cristal al vacío AccuVac de ozono, que contienen la cantidad precisa de reactivo necesario para una única prueba y la cual puede utilizarse como recipiente de medición.

3.4.3 Determinaciones Químicas de Laboratorio

Las técnicas utilizadas para la determinación química de los constituyentes mayoritarios en laboratorio fueron las siguientes:

Titulación o volumétrico ácido-base, consiste en determinar la cantidad de ácido que posee una disolución a partir de una cantidad de base conocida, o viceversa. Este método se realiza mediante una bureta que contiene una de las disoluciones y un matraz con la otra disolución, se vierte cuidadosamente el contenido de la bureta en el matraz hasta la neutralización, oxidación-reducción, precipitación o formación de complejos de dicha solución. Esta técnica se utilizó para determinar bicarbonatos (HCO_3^-), cloruros (Cl^-), Magnesio (Mg^+) y Calcio (Ca^+).

Espectrofotometría, se conoce como espectrofotometría de adsorción visible (colorimetría), ultravioleta, infrarroja. La espectrofotometría se basa en principios colorimétricos y comúnmente se usa para medir la concentración de dióxido de azufre; consiste en determinar la absorción que sufre un rayo luminoso al atravesar una disolución o un gas. Comprende los métodos que se refieren a la medida de la absorción de la luz ordinaria y de la ultravioleta; donde de la intensidad de la absorción producida se deduce la concentración de la disolución. Esta técnica se utilizo para determinar fluoruros (F^-), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-) y sulfatos (SO_4^{2-}). El instrumento de medición utilizado fue el colorímetro HACH cel/850 vea (Figura 18a).

Espectrofotometría de Absorción Atómica por Flama, consiste en la medición de las especies atómicas por su absorción a una longitud de onda particular. La técnica de absorción atómica por flama, nebuliza la muestra y luego la disemina en forma de aerosol dentro de una llama de aire acetileno u oxido nitroso-acetileno. La determinación suele realizarse mediante lectura directa de las soluciones del agua problema, comparada con una curva de calibración calculada con tres o cuatro soluciones patrón. Esta técnica se utilizo para determinar sodio (Na^+) y potasio (K^+). El instrumento de medición utilizado fue un espectrofotómetro de absorción atómica modelo Perkin Elmer 3110 vea (Figura 18b).

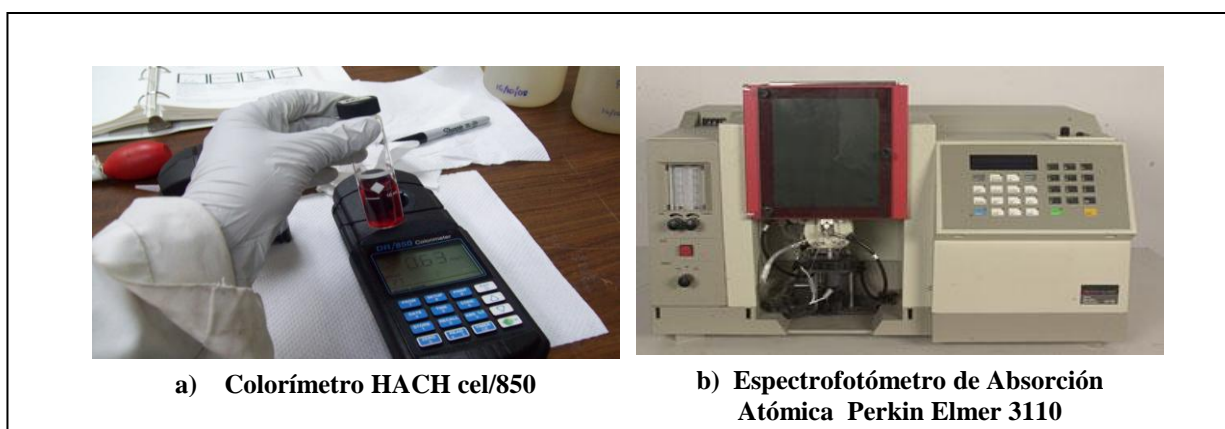


Figura 18. a, b Instrumentos de medición utilizados para análisis químicos

3.4.4 Técnicas Hidrogeoquímicas

Para obtener el tipo o familia de agua a la que pertenece cada una de las muestras analizadas, se elaboraron diagramas triangulares o de Piper. Además, como complemento de las representaciones gráficas se formaron diagramas de Stiff de cada uno de los sitios analizados para corroborar la familia de agua a la que pertenece cada muestra.

3.4.4.1 Diagrama de Piper

Este procedimiento está basado en un diagrama triangular como se ilustra en la Figura 19, el diagrama combina tres dibujos, dos triangulares, a la izquierda y a la derecha, con escalas en porcentaje, hasta 50% en cada uno. En medio hay un rombo (diamante), con escalas en porcentajes, hasta el 100%. En el triángulo izquierdo van los tres grupos de cationes (Ca, Mg y Na) y en el de la derecha, los tres grupos de aniones (HCO_3 , SO_4 , Cl). Así, dos puntos del diagrama (uno en cada triángulo), indican la concentración relativa de los sólidos disueltos constituyentes del agua. El rombo central muestra todas las características químicas del agua; en él se indica la composición relativa del agua en términos de los cationes y aniones, que corresponden a los cuatro vértices del rombo. Los tres esquemas (dos triángulos y un rombo) del dibujo muestran el carácter químico esencial del agua de acuerdo a la concentración relativa de sus constituyentes, pero no muestran las concentraciones absolutas.

Los diferentes tipos de agua se pueden rápidamente discriminar si la ubicación de sus componentes está en cierta porción del área del rombo (vea la Figura. 19b).

1. Los alcalinotérreos exceden a los alcalinos
2. Los alcalinos exceden a los alcalinotérreos
3. Los ácidos débiles exceden a los ácidos fuertes
4. Los ácidos fuertes exceden a los ácidos débiles

3.4.4.2 Diagrama de Stiff

El diagrama de Stiff consiste en líneas que se extienden horizontalmente a la izquierda y derecha de la línea vertical que indica concentración cero. Los iones positivos se dibujan a la izquierda mientras que a la derecha se dibujan los negativos. Estos gráficos presentan la alternativa de alterar la escala de los iones de sodio y cloro, 10 veces menor para mostrar en el mismo gráfico todos los componentes. Por conveniencia, todas las sales (sodio, potasio, litio) se representan con el sodio. La unidad química utilizada es el meq/l. Para realizar el modelo se colocan adecuadamente los puntos que indican las constituyentes del agua; luego se unen los puntos como lo muestra la Figura 20. La disponibilidad de escala variada hace posible seleccionar en donde se enfatizan diferencias y similitudes de las diferentes muestras de aguas estudiadas.

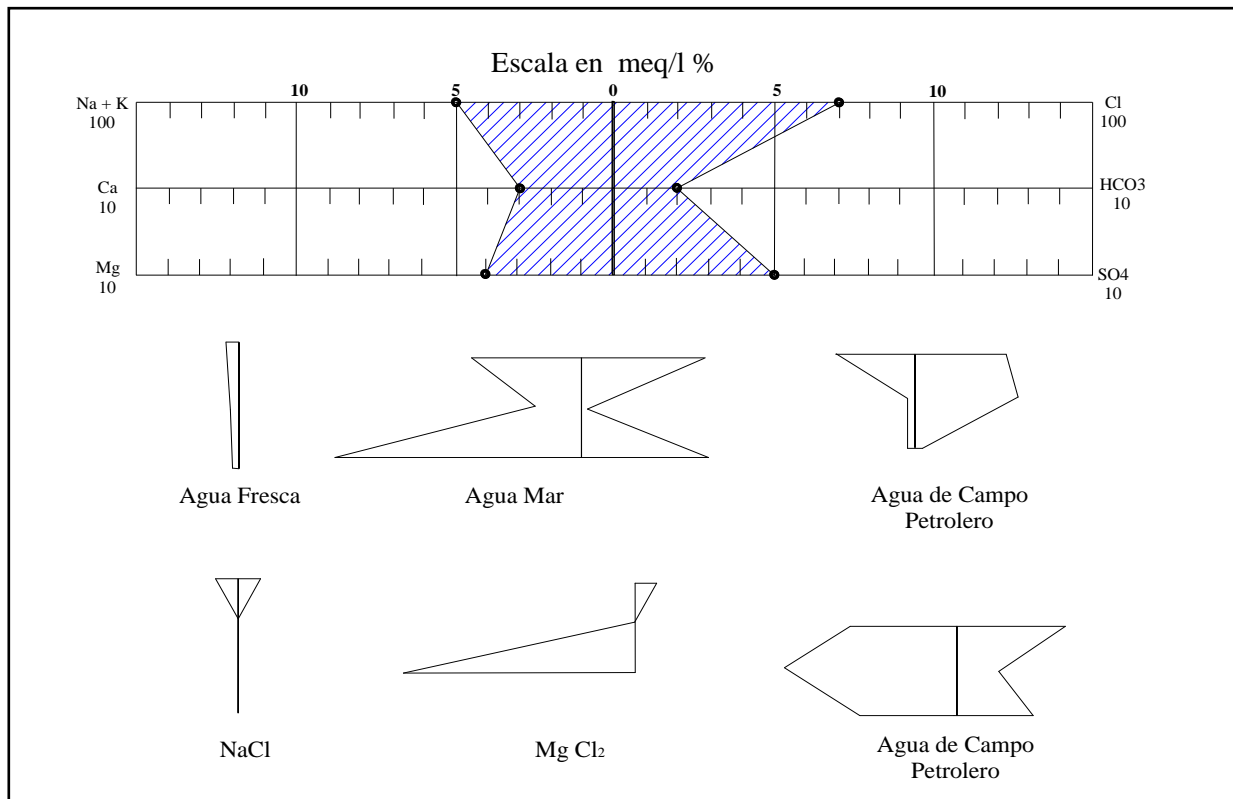


Figura 20. Esquema del Diagrama de Stiff y Diferentes tipos de Agua.
Fuente: (Stiff, 1951 en Donado, 1999)

3.5 ANÁLISIS DE VARIANZA

El análisis de varianza o abreviadamente ANOVA (del inglés analysis of variance), herramienta estadística ideada por R. A. Fisher en 1925. ANOVA es una técnica de comparación de más de dos grupos (categorías o niveles) en una variable cuantitativa continua, que se puede suponer como procedente de una distribución de probabilidad normal (Moliner, 2003).

A la variable categórica que define los grupos que se van a comparar se denomina variable independiente o factor. A la variable cuantitativa en la que se desea comparar los grupos se denomina variable dependiente.

ANOVA requiere el cumplimiento de los siguientes supuestos:

- Cada conjunto de datos debe ser independiente del resto.
- Los resultados obtenidos para cada conjunto de datos debe seguir una distribución normal.
- Las varianzas de los datos no deben diferir de forma significativa.

3.5.1 Análisis de Varianza de un Factor

El análisis de la varianza permite contrastar la hipótesis nula (H_0) de que las medias de K poblaciones ($K > 2$) son iguales, frente a la hipótesis alternativa (H_1) de que por lo menos una de las poblaciones difiere de las demás en cuanto a su valor esperado.

$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k = \mu$$

$$H_1 = \mu_1 \neq \mu_2 \neq \dots \neq \mu_k \neq \mu$$

Si las medias son iguales, eso significa que los grupos no difieren en la variable dependiente y que en consecuencia, la variable independiente o factor es independiente de la variable dependiente.

La técnica fundamental consiste en poner a prueba las hipótesis de igualdad de medias obteniendo un estadístico de prueba denominado prueba de Fisher-Snedecor (F_0). El numerador F_0 es una estimación de la varianza poblacional basada en la variabilidad existente reflejando el grado de parecido entre las medias de cada grupo.

El estadístico F_0 es el cociente entre dos estimadores diferentes de la varianza poblacional (vea Tabla 5).

Uno de estos estimadores se obtiene a partir de la variación existente entre las medias de grupos SCF (suma de cuadrados del factor) dividido por sus grados de libertad. El otro estimador se obtiene a partir de la variación existente entre las puntuaciones dentro de cada uno de los grupos SCR (suma de cuadrados residual) dividido por sus grados de libertad. El valor concreto adoptado por cada estimador es la varianza poblacional (medias cuadráticas).

**Tabla 5. Análisis de Varianza para el modelo con un solo factor y efectos fijos.
(Douglas C. Montgomery, 2002)**

Fuente de Variación	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado Medio (varianza)	F_0
Factor (entre grupos)	$SCF = n \sum_{i=1}^a (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2$	$a - 1$	$MCF = SCF / a - 1$	$F_0 = MCF / MCR$
Residual (dentro de grupos)	$SCR = SCT - SCF$	$N - a$	$MCR = SCR / N - a$	
Total	$SCT = \sum_{i=1}^a \sum_{j=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2$	$N - 1$	$MCT = SCT / N - 1$	

El estadístico F_0 se interpreta de acuerdo a su nivel crítico tabulado (F_α) asociado al estadístico de prueba calculado F_0 , si el estadístico de prueba es menor que 0.05, se rechaza la hipótesis de igualdad de medias (H_0) y se concluye que no todas la medias poblacionales comparadas son iguales. En caso contrario, no se puede rechazar la hipótesis de igual de medias (H_0) y no se podrá afirmar que los grupos comparados difieren en sus promedios poblacionales.

3.5.2 Prueba de Scheffé

Los procedimientos de múltiples comparaciones (Prueba de Scheffé, Turkey, etc.) son pruebas estadísticas que permiten establecer las diferencias específicas entre las medias de los distintos grupos o muestras y determinar si pertenecen o no a la misma población de origen vea Tabla 6. Su objetivo es determinar cuáles de los miembros de un conjunto de comparaciones son significativamente diferentes, sin aumentar el error tipo alfa, para lo cual se pueden realizar dos aproximaciones.

- La primera supone realizar contrastes planificados de antemano dividiendo la variabilidad total y analizando la importancia de cada una de sus partes.
- La segunda aproximación es hacer comparaciones a posteriori entre los diferentes grupos pero siendo más estrictos a la hora de rechazar la hipótesis nula, de forma que al final no superemos una probabilidad de error alfa mayor del 5%.

**Tabla 6. Se estiman diferencias entre medias de los grupos (ψ).
(Douglas C. Montgomery, 2002)**

	\bar{x}_1	\bar{x}_2	\bar{x}_k
\bar{x}_1	$\psi = \bar{x}_1 - \bar{x}_1$	$\psi = \bar{x}_1 - \bar{x}_2$	$\psi = \bar{x}_1 - \bar{x}_k$
\bar{x}_2	$\psi = \bar{x}_2 - \bar{x}_1$	$\psi = \bar{x}_2 - \bar{x}_2$	$\psi = \bar{x}_2 - \bar{x}_k$
\bar{x}_k	$\psi = \bar{x}_k - \bar{x}_1$	$\psi = \bar{x}_k - \bar{x}_2$	$\psi = \bar{x}_k - \bar{x}_k$

La prueba de Scheffé se realiza comparando todos los posibles pares de medias, pero usando como error típico el valor de la varianza residual o intragrupos obtenida en el análisis de la varianza.

Se elabora la desviación típica: $S_j = \sqrt{MCI(1/n_j + i/n_j)}$ y se divide cada diferencia de medias (ψ) por su correspondiente desviación típica ψ_i / S_j . Cada valor resultante se compara con un valor crítico $F_{(g, \alpha)}$.

CAPITULO 4

4 RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1 CARACTERIZACION DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS

La Tabla. 7 muestra los resultados de la caracterización de los residuos sólidos en el tiradero vado Carranza con base a su clasificación, donde se observan los porcentajes en peso promedio de cada una de las categorías.

De acuerdo a su clasificación el mayor porcentaje corresponde a los residuos inorgánicos (80.19%); los cuales están compuestos por los metales (28.02%), residuos con alto porcentaje de disposición, seguidos por los plásticos (23.86 %), residuos sanitarios (8.74%), textiles y cueros (8.59%), vidrio (7.91%) y otros inorgánicos (3.05%).

Los residuos orgánicos se presentan con un porcentaje en peso promedio del 19.82%, los cuales están compuestos por papel y cartón (8.31%), compuestos orgánicos con mayor disposición, seguidos por los residuos de jardinería y alimentos (6.75%) y otros orgánicos (4.76%).

La Tabla 7 también nos permite apreciar las posibilidades que tienen los RSU, por separación de sus componentes de ser recuperados, ya sea para reciclaje y recuperación de energía.

En el tiradero vado Carranza el 80.52% de los residuos depositados son susceptibles a reciclaje. El 10.41% no son considerados con un cierto potencial de reciclaje, y el 9.06 % de los RS puede ser empleado para la generación de energía. Se puede observar que, si se implementaran tratamientos de reciclaje o recuperación para los RSU, solo un pequeño porcentaje terminaría en el tiradero.

En la actualidad se vienen desarrollando sistemas de recuperación, formales e informales, que dan a los materiales diferente valor económico, considerando la calidad de los mismo y la demanda el sector que le dará la utilidad consiguiente.

Tabla 7. Composición de los Residuos Sólidos Urbanos vado Carranza.

COMPONENTES PRINCIPALES	RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS				
	PESO EN KG	RECICLABLES %	RECUPERACIÓN DE ENERGIA %	NO RECICLABLES %	TOTAL %
INORGÁNICOS					80.18
Metales					
Ferroso Hojalata	10.30	16.24			
No-Ferroso	3.30	5.20			
Latas de Aluminio	4.07	6.42			
Cobre	0.10	0.16			
		28.02			28.02
Plásticos					
PET	5.98	9.43			
Plástico Rígido	2.72	4.29			
Plástico de Película	0.67	1.06			
Hule	2.06	3.25			
Empaque Peligrosos Num 2	1.52	2.40			
Empaque Peligrosos	1.41	2.22			
Bolsas de Empaques	0.77	1.21			
		23.86			23.86
Sanitarios					
Pañales	4.58			7.21	
Papel Sanitario	0.97	1.53			
		1.53		7.21	8.74
Textiles y Cueros					
Algodón	0.02	0.03			
Trapos	3.43		5.40		
Fibra Sintética	1.16		1.83		
Cuero	0.84	1.32			
		1.36	7.23		8.59
Vidrio					
Vidrio Transparente	2.15	3.39			
Vidrio Color	2.68	4.23			
Loza-Ceramica	0.19			0.30	
		7.62		0.30	7.91
Otros					
Foam	0.77			1.21	
Poliuretano	1.17	1.84			
		1.84		1.21	3.05
ORGÁNICOS					19.82
Papel y Cartón					
Papel	0.80	1.26			
Carton	4.06	6.40			
Carton Encerado	0.41		0.65		
		7.66	0.65		8.31
Jardinería y Alimentos					
Restos de Jardín	2.46	3.88			
Residuos Finos	1.07			1.69	
Restos de Alimentos	0.75		1.18		
		3.88	1.18	1.69	6.75
Otros					
Madera	3.02	4.76			
		4.76			4.76
Total	63.43	80.52	9.06	10.41	100.0

4.2 CARACTERISTICAS HIDRODINAMICAS

4.2.1 Variación Temporal de la Elevación del Nivel Freatico

El registro continuo de los niveles piezométricos en los puntos de observación previamente antes descritos nos permite estudiar el comportamiento hidrodinámico del acuífero somero con mayor detalle (vea Figura 21). El mes de abril representa uno de los meses más significativos con exceso de agua en la zona (NP-1, 2, 3, 4, 5 y 6), donde se registra que la profundidad del nivel se encuentra a 2.5 m con respecto a la superficie del suelo. Se puede observar que las líneas piezométricas durante los meses de Abril08/Octubre08 indican un ligero descenso en la elevación del nivel freático. En términos absolutos la disminución piezométrica ha sido de 0.85 cm.

El cambio en el gradiente hidráulico es inducido por la reducción del nivel del agua, un producto de la relación entre la extracción del agua subterránea y la infiltración del Rio Colorado, el Canal Todo Americano, campos de cultivo y los canales de irrigación, los cuales constituyen la red de recarga del acuífero. (Cortez, 2005)

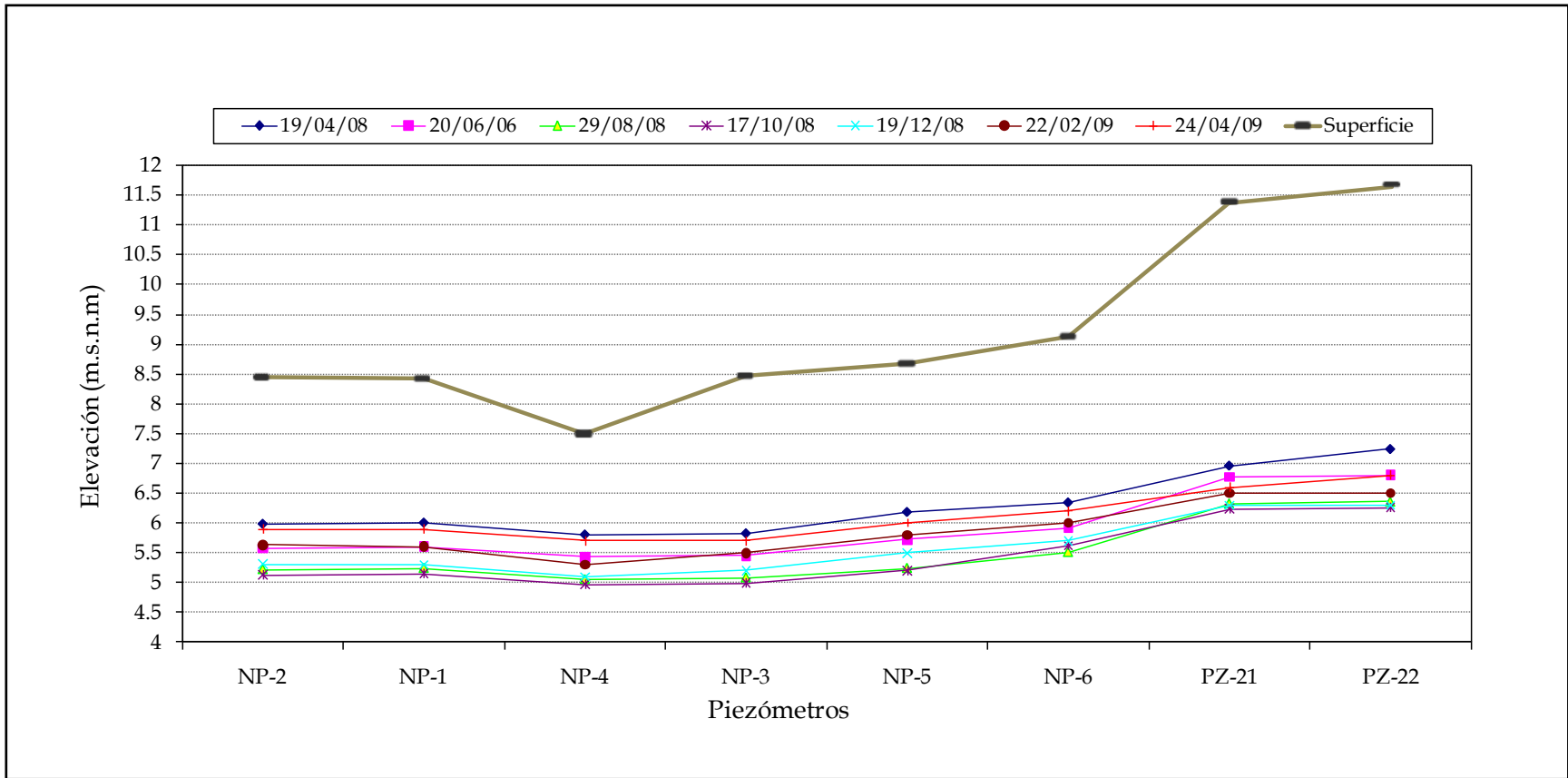
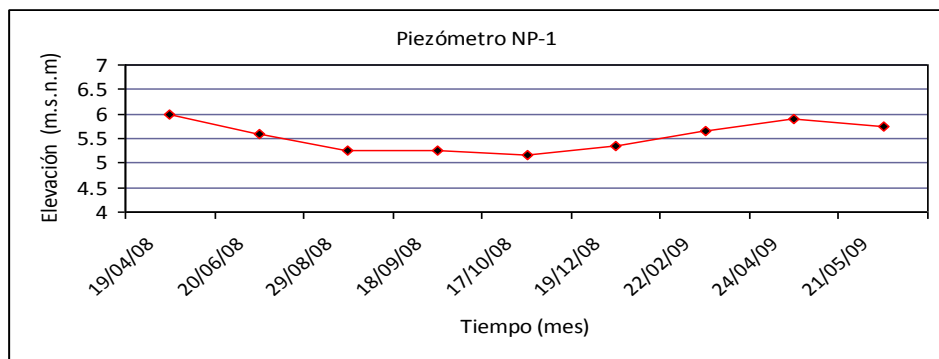
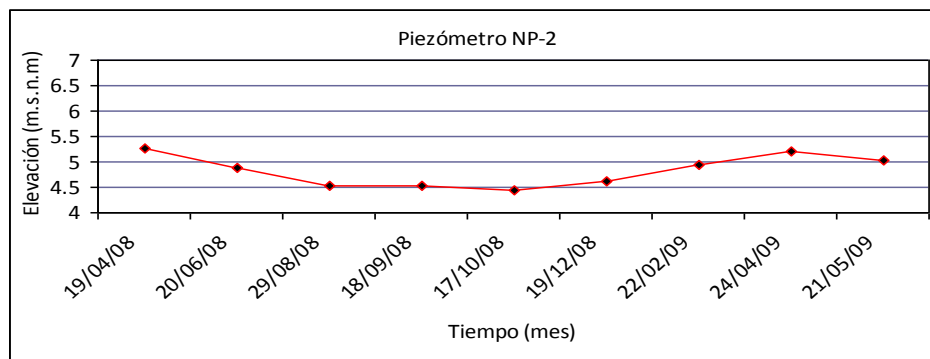


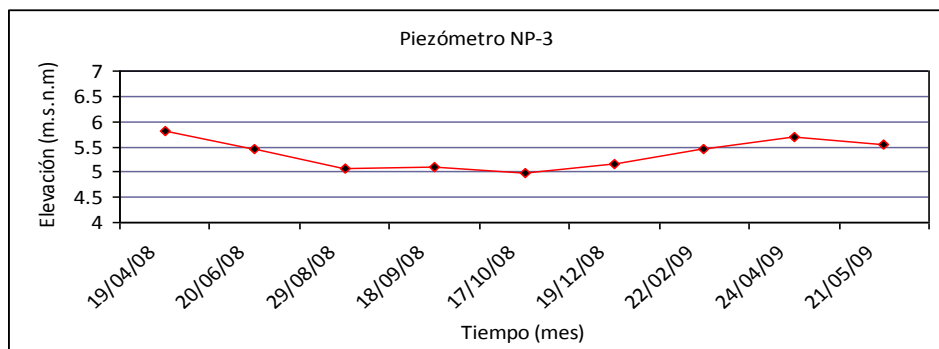
Figura 21. Registro Piezométrico, Elevación del Nivel Freático Abril08/Abril09.



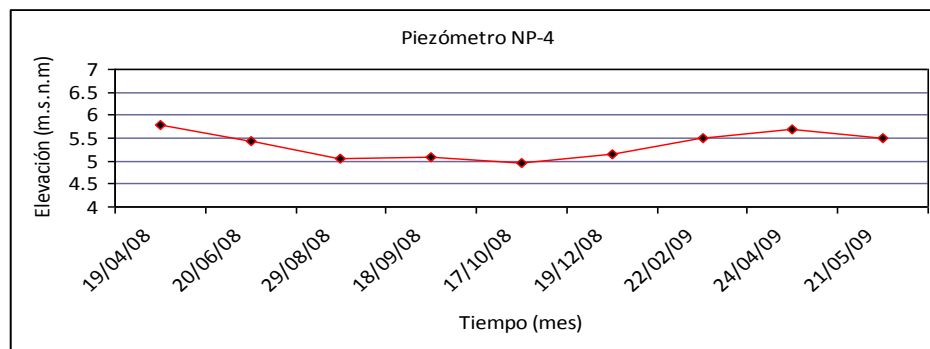
(a) Elevación & tiempo, piezómetro NP-1



(b) Elevación & tiempo, piezómetro NP-2

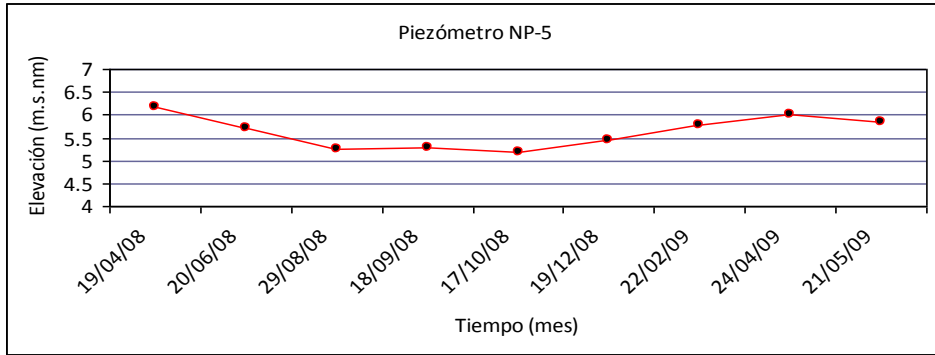


(c) Elevación & tiempo, piezómetro NP-3

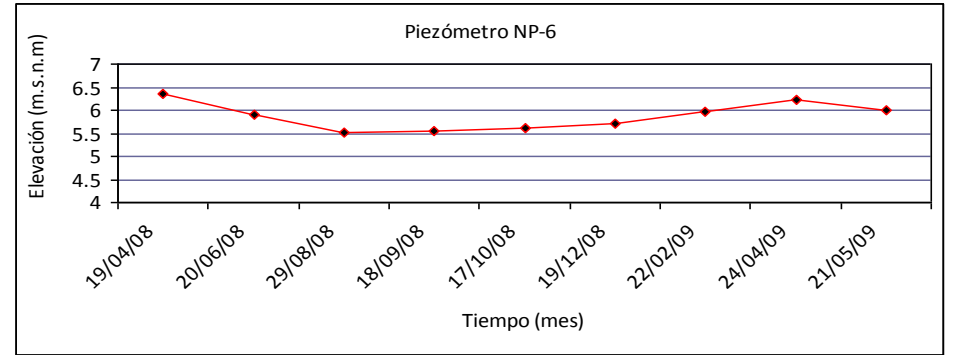


(d) Elevación & tiempo, piezómetro NP-4

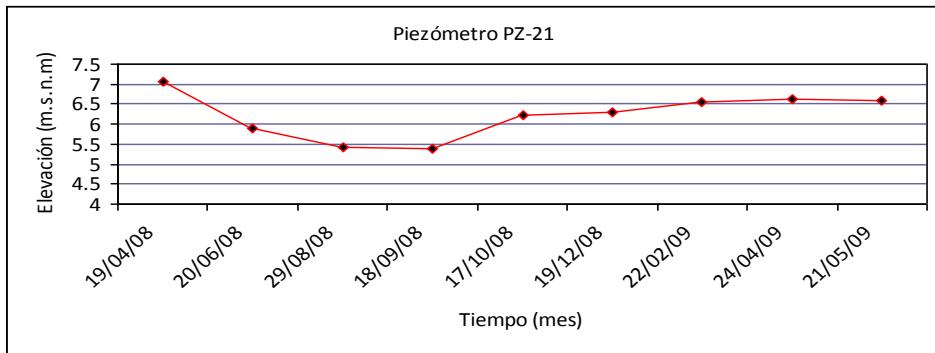
Figura 22. Elevación en el tiempo de la Elevación Nivel Freatico en cada punto de muestreo.



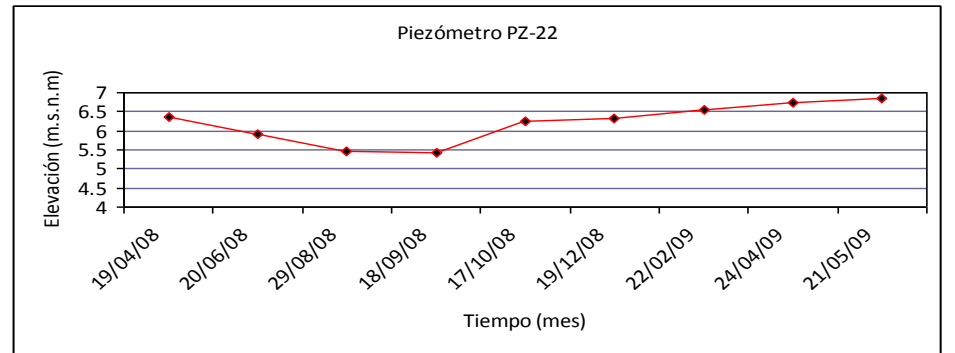
(e) Elevación & tiempo, piezómetro NP-5



(f) Elevación & tiempo, piezómetro NP-6



(g) Elevación & tiempo, piezómetro PZ-21



(h) Elevación & tiempo, piezómetro PZ-22.

Figura 23. Evolución en el Tiempo de la Elevación del Nivel Freatico por Piezómetro.

4.2.2 Dirección de flujo del Agua Subterránea

Una vez estimada la elevación del nivel freático se trazaron las curvas de nivel que definen la superficie piezométrica. El estudio de las superficies piezométricas nos permitió concluir la situación y el movimiento de las aguas subterráneas en la zona de estudio.

El flujo del agua subterránea se produce desde las isopiezas más altas a las más bajas siguiendo unas líneas de flujo siempre perpendicular a las mismas.

El flujo discurre en líneas generales en dirección Sureste-Noroeste, desde la parte Sur del piezómetro PZ-21, de la parte Este del piezómetro NP-5 y NP-6, hasta la parte más baja o norte del piezómetro NP-2 con un gradiente medio de 0.3% vea (Figura 22).

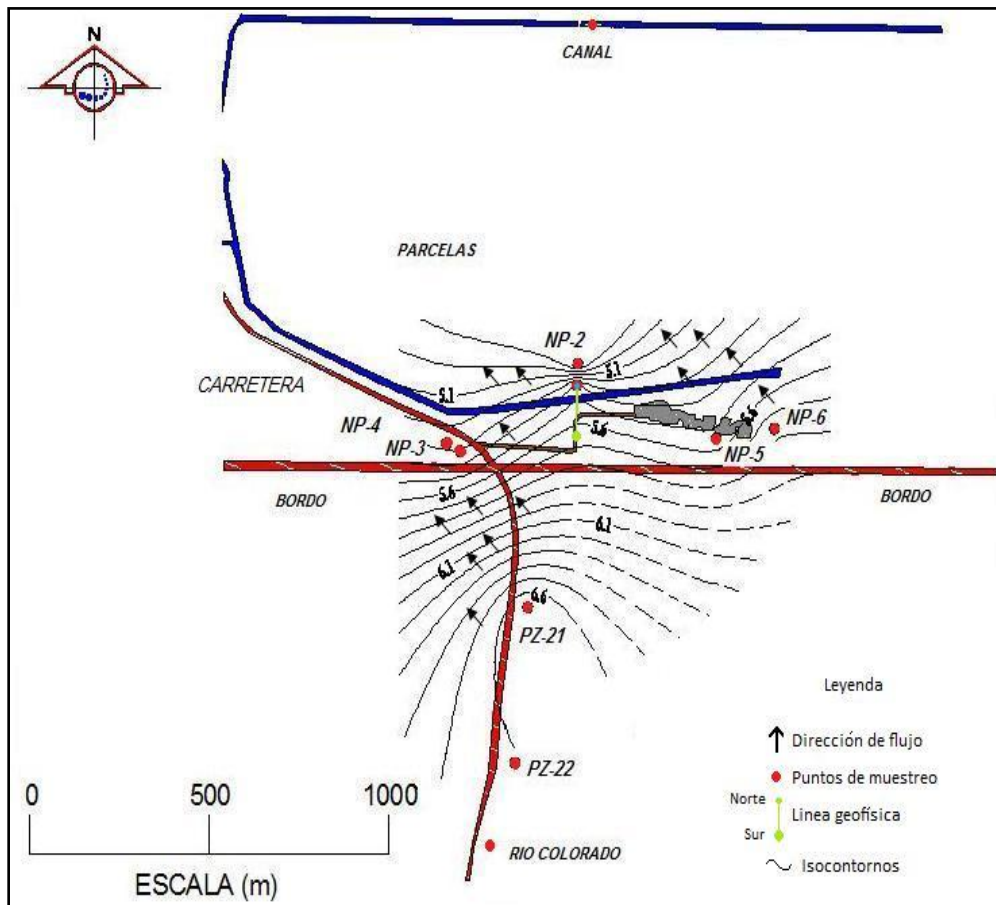


Figura 24. Dirección de Flujo

4.3 CARACTERISTICAS HIDROQUIMICAS DEL AGUA

4.3.1 Agua Superficial

4.3.1.1 Parámetros físico-químicos

La temperatura en los puntos de observación del agua del canal y del río Colorado varía entre 14.6 y 35.0 °C con una media estadística de 24.0 °C. El pH varía entre 7.0 y 8.4, siendo 7.6 el valor medio estadístico más común.

Los valores de la conductividad eléctrica (CE) se mostraron más extremos en el agua del río Colorado con un valor máximo de 4.05 mS/cm^{-1} en el mes de marzo/08 y 3.7 mS/cm^{-1} en el mes de abril/08, siendo éstos los únicos meses en que se obtuvo muestra del agua en el río Colorado. La CE en el agua del canal de riego varía entre 1.0 y 2.5 mS/cm^{-1} con una media estadística de 1.6 mS/cm^{-1} .

El oxígeno disuelto en el agua del río Colorado en el mes de marzo fue de 5.7 mg/l , éste fue el único mes en el que se determinó OD para el agua del río Colorado. El OD en el agua del canal de riego varía entre 5.4 y 16.4 mg/l con una media estadística de 10.6 mg/l .

Los sólidos totales disueltos (STD) en el agua del río Colorado presentaron valores de 2050 ppm en el mes de marzo/08 y 1270 ppm en el mes de abril/08. Los STD en el agua del canal de riego varían entre 603 y 1270 ppm con un valor medio de 850.6 ppm .

4.3.1.2 Constituyentes mayoritarios

El sodio es el catión más abundante para las muestras de agua superficial, y se encuentra con un valor medio de 341.07 mg/l , seguido del bicarbonato (234.83 mg/l), magnesio (93.35 mg/l), calcio (81.54 mg/l) y por último el potasio (4.67 mg/l).

En particular para los iones más abundantes en el agua del canal, el ion sodio se encuentra con un valor medio de 222.14 mg/l y el bicarbonato con un valor de 234.83 mg/l . El agua del río Colorado presenta una concentración promedio en sodio de 460 mg/l y en bicarbonato de 396 mg/l .

Con respecto a la calidad del agua para uso urbano, y de acuerdo a la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994, el ion sodio sobrepasa ligeramente el límite máximo permisible de concentración en el ion sodio (200 mg/l).

4.3.2 Agua subterránea

4.3.2.1 Parámetros físico-químicos

La temperatura en los puntos acuíferos de la red varía entre 21.8 y $29.7 \text{ }^\circ\text{C}$ con valor medio de $25 \text{ }^\circ\text{C}$. El pH varía entre 6.8 y 8.1 con una media estadística de 7.48 .

En general la conductividad eléctrica del agua subterránea varía entre 1.10 y 5.05 mS/cm^{-1} con una media estadística de 3.13 mS/cm^{-1} . Las concentraciones más altas se presentaron en el NP-2 con un valor medio de 4.39 mS/cm^{-1} , seguido los piezómetros NP-1 (3.59 mS/cm^{-1}), NP-6 (3.47 mS/cm^{-1}), NP-5 (3.35 mS/cm^{-1}) y los piezómetros NP-3 y 4 (2.0 mS/cm^{-1}). Para el piezómetro NP-21 la CE en el mes de marzo presento un valor de 9.04 mS/cm^{-1} y en el mes de abril su conductividad eléctrica incremento a 10.05 mS/cm^{-1} , éstos valores podrían deberse a la presencia de lentes arcilloso que impiden el flujo subterráneo. Sin embargo, para el piezómetro NP-22 la conductividad eléctrica promedio fue de 2.62 mS/cm^{-1} .

El oxígeno disuelto varía entre 1 y 6.8 mg/l con un valor medio de 2.74 mg/l . Los piezómetros NP-1, 2 y 5 presentaron en la mayoría de las veces concentraciones de $\text{OD} < 2 \text{ mg/l}$.

Los sólidos totales disueltos varían entre 916 y 4300 *ppm* con un valor medio de 1651 *ppm*. Para el piezómetro NP-21 los STD fueron de 4400 y 5010 *ppm* para el mes de marzo y abril respectivamente. El piezómetro NP-22 presento un valor medio de 1333 *ppm*.

4.4 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL IONES MAYORES: DIAGRAMAS DE STIFF

La distribución de la composición química del agua subterránea en la zona, en forma de elementos mayores, se presenta en el mapa hidrogeoquímico con diagramas poligonales de Stiff (Fig. 20 y 21). Al observar estos diagramas de Stiff tomando como referencia los blancos principales las aguas superficiales, el agua del canal y Río Colorado, se observa en los puntos centrales una estructura semejante a éstas.

Las concentraciones más altas se enfatizan en los iones $Na^+ + K^+$, Cl y SO_4^{2-} en los pozos NP-1, NP-2, NP-5 para ambas campañas de muestreo, además se observa una anomalía en el PZ-22 con niveles altos en cloruros y sodio-potasio.

Las concentraciones altas especialmente en los pozos NP-1 y NP-2 se asocian a las actividades agrícolas, ya que los pozos están dentro de zona agrícola, por lo tanto, ésta alteración se puede asumir por infiltración de agroquímicos. Los niveles altos en el pozo NP-5 pueden estas atribuidos a que éste se encuentra en la zona central del basurero y esta viéndose afectado por esta situación contaminante.

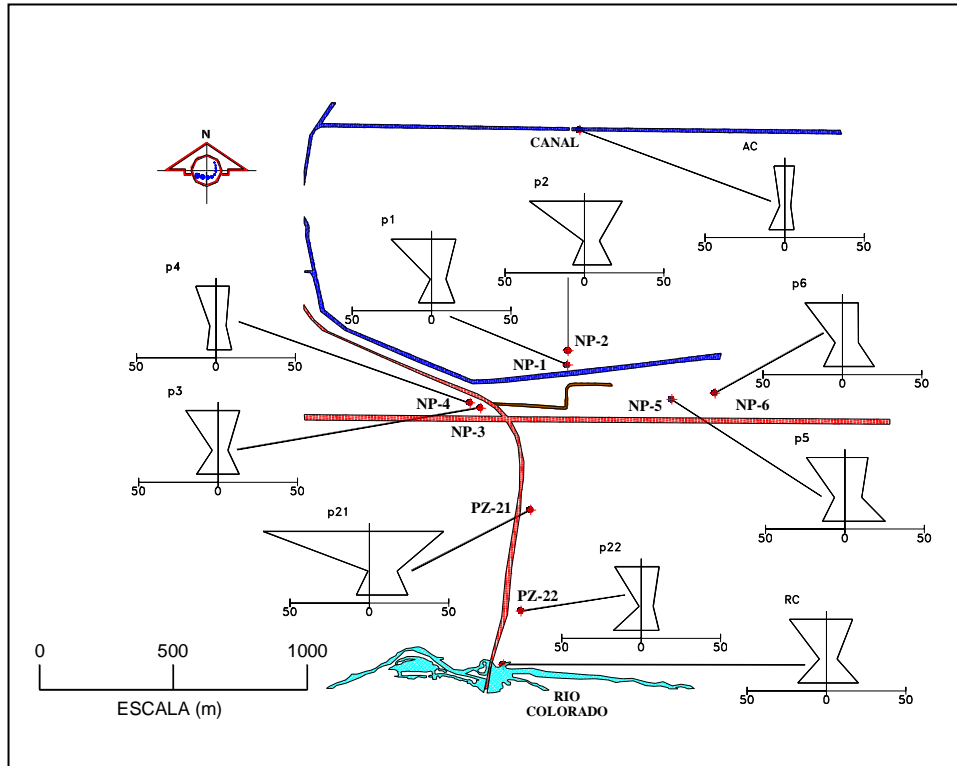


Figura 26. a) Diagrama de Stiff del Agua Subterránea y Superficial, 1ra Campaña de Muestreo Abril del 2008.

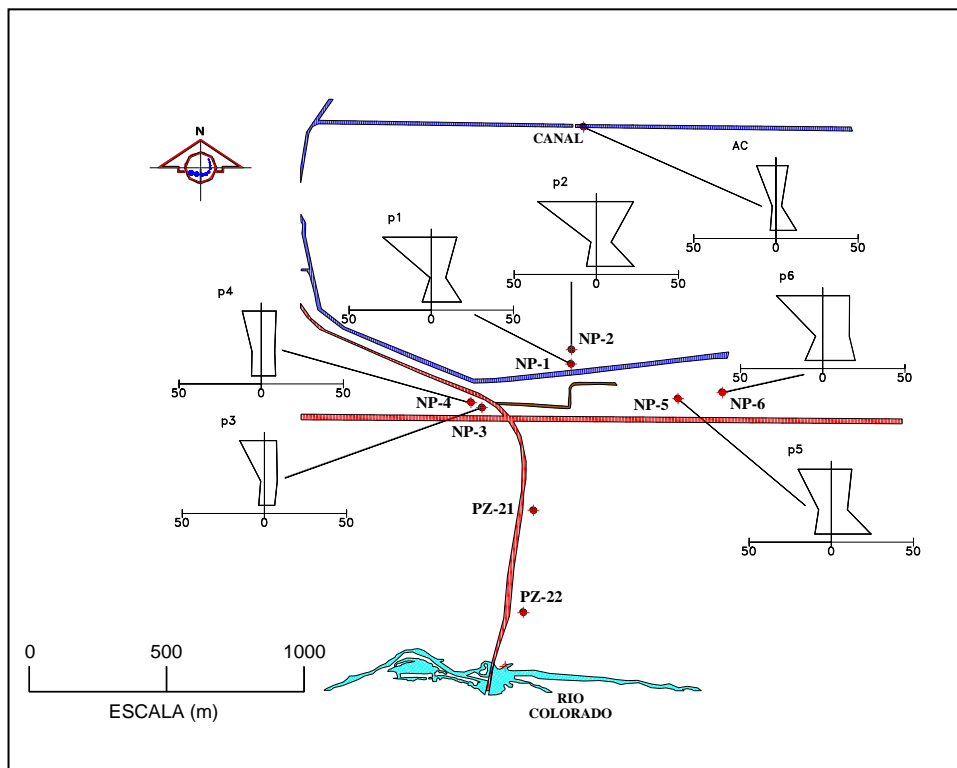


Figura 26. b) Diagrama de Stiff del Agua Subterránea y Superficial, 3ra Campaña de Muestreo Agosto del 2008

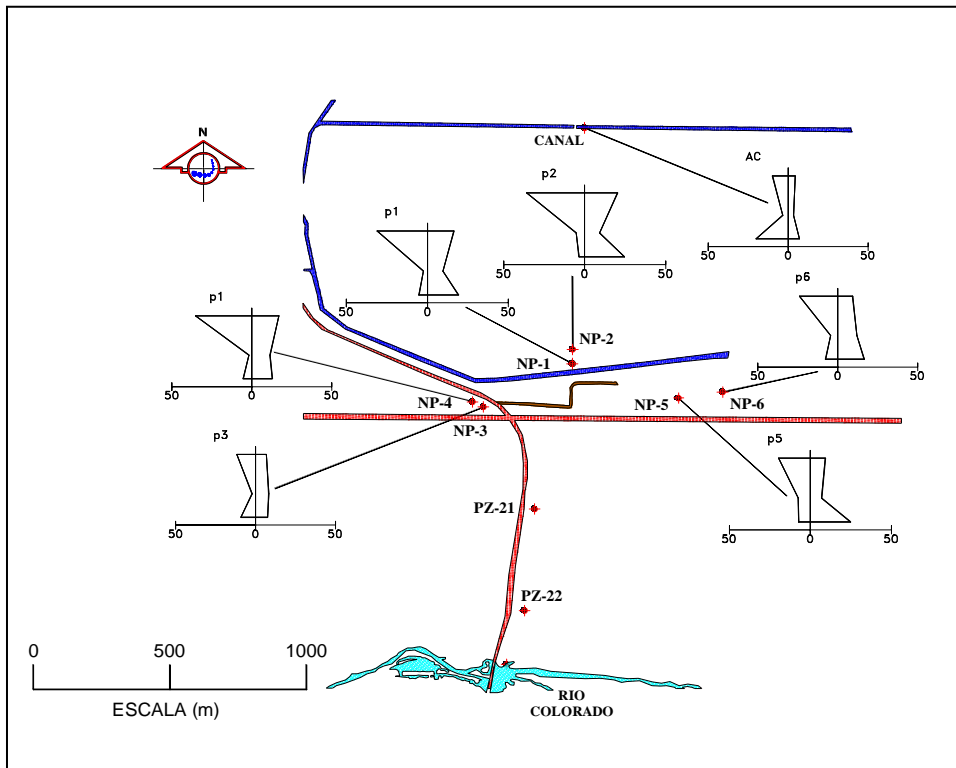


Figura 28. a) Diagrama de Stiff del Agua Subterránea y Superficial, 5ta Campaña de Muestreo Diciembre del 2008.

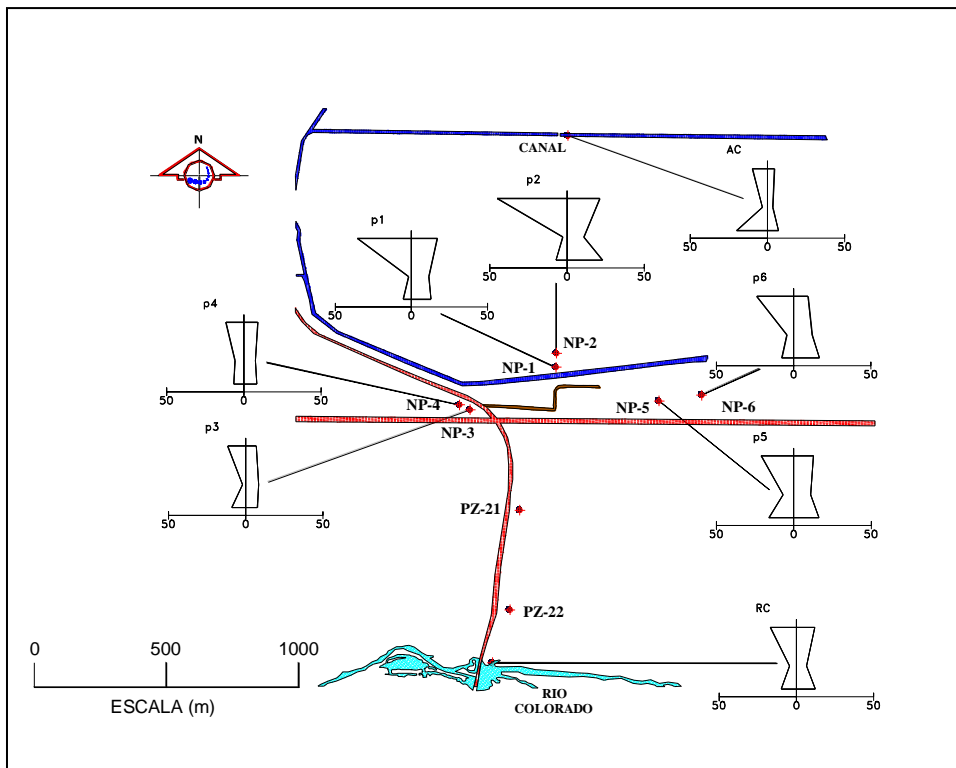


Figura 28. b) Diagrama de Stiff del Agua Subterránea y Superficial, 7ma Campaña de Muestreo Abril del 2009

4.5 CARACTERIZACIÓN DE FAMILIAS DE AGUAS: DIAGRAMAS DE PIPER

A partir de la representación de cationes y aniones en el diagrama de Piper, se puede establecer una clasificación de las aguas analizadas. Las Figuras (Figura. 11, 12, 13 y 14) representan la clasificación del agua subterránea y superficial en el tiradero vado Carranza en los meses de Abril, Agosto y Diciembre del 2008 y Abril del 2009 respectivamente.

En el sistema acuífero de la zona vado Carranza se han identificado que todas las muestras de agua subterránea y el agua del río Colorado analizadas pertenecen al grupo genético clorurado sulfatado sódico, cuya composición aniónica es una mezcla de tipo sulfatado-clorurado y la composición catiónica es fuertemente sódica. Este tipo de agua presenta salinidad primaria (alcalinidad no carbonatada) que sobrepasa del 50 % con propiedades químicas que son dominadas por álcalis y ácidos fuertes.

Las aguas cloruradas sulfatadas sódicas, son aguas con un aporte importante de sulfatos. El origen de éstos está en los acuíferos llegando a través de las aguas de retorno de riego.

El agua del canal de riego analizada se ha identificado como una mezcla de todas las aguas, sulfatada cloruradas cálcicas magnésicas y se clasifica como salinidad secundaria (dureza no carbonatada) que supera el 50 % con propiedades químicas que son dominadas por alcalinotérreos y ácidos fuertes.

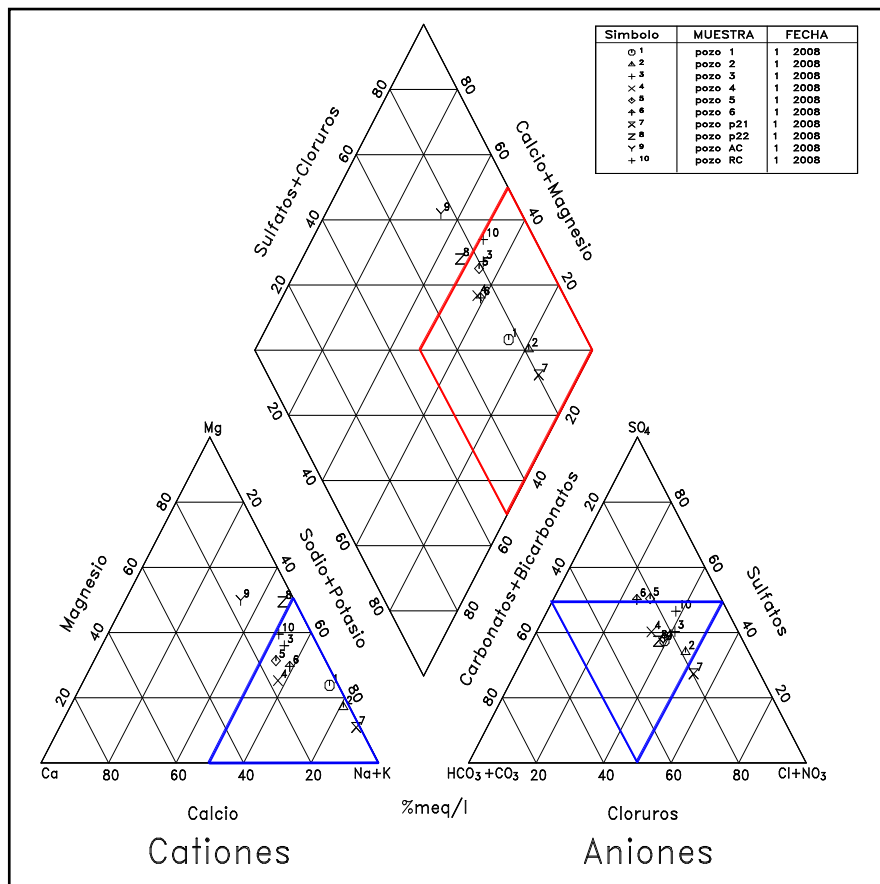


Figura 30. a) Diagrama de Piper del Agua Subterránea y Superficial, 1ra Campaña de muestreo Abril del 2008

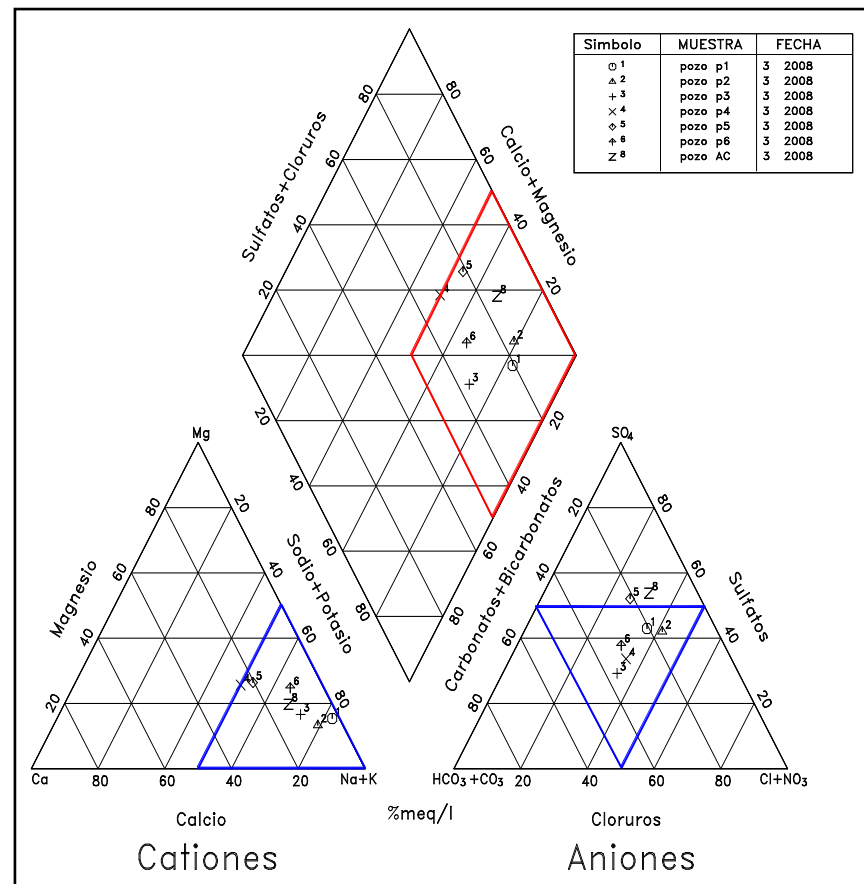


Figura 30. b) Diagrama de Piper del Agua Subterránea y Superficial, 3ra Campaña de muestreo Agosto del 2008

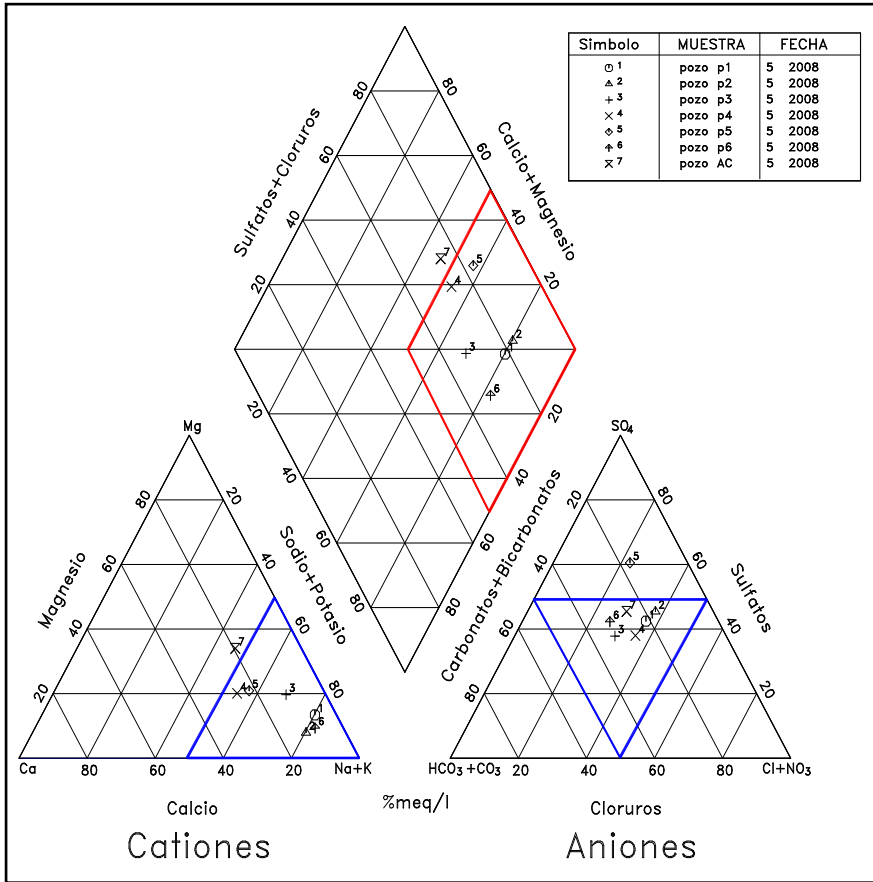


Figura 32. a) Diagrama de Piper del Agua Subterránea y Superficial, 5ta campaña de muestreo Diciembre del 2008

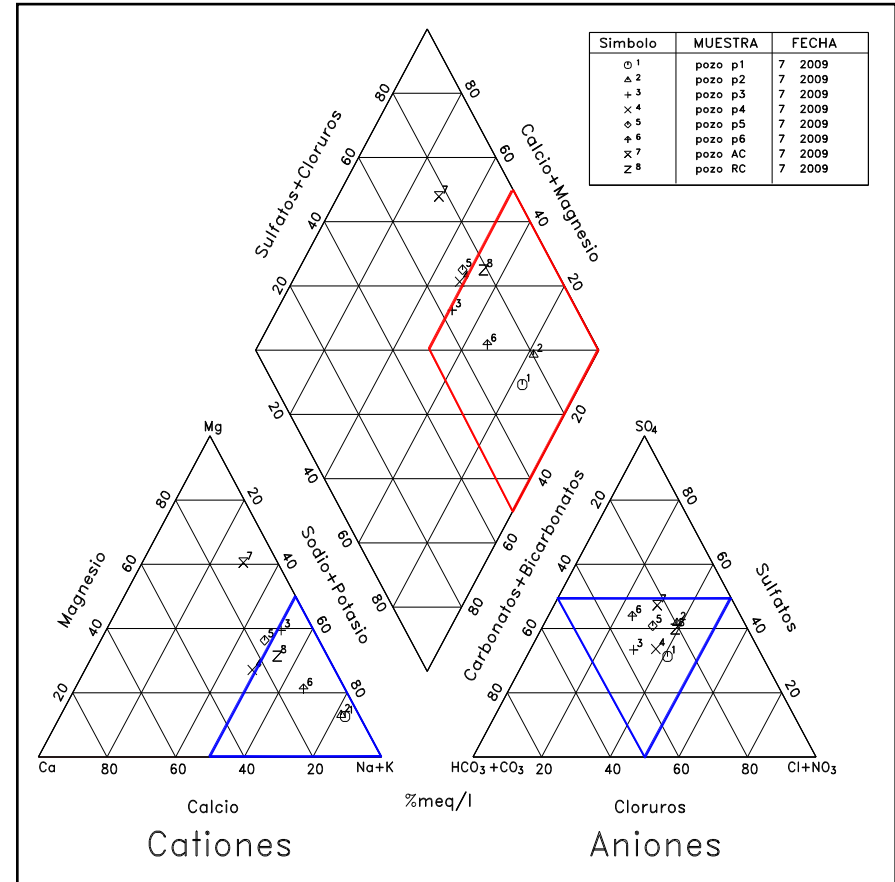


Figura 32. b) Diagrama de Piper del Agua Subterránea y Superficial, 7ma campaña de muestreo Abril del 2009

4.6 MODELOS DE CAPAS Y PERFILES GEOELECTRICOS

4.6.1 Perfil geoelectrico Schlumberger

Se realizaron en función de lo programado previamente un total de 3 Sondeos Eléctricos Verticales (SEV) con un arreglo tipo Schlumberger. El espaciado máximo de los electrodos de corriente AB/2, fue de 100 metros, apertura que permitió analizar profundidades superiores a los 12 metros. Como resultado, se obtuvieron las curvas de campo, con un cierto número de capas con los valores de resistividad aparente, espesores y profundidades correspondientes.

Las Figura 33-34 muestra en la parte superior una curva de campo con un ajuste relativo y en la parte inferior los valores del modelo interpretado.

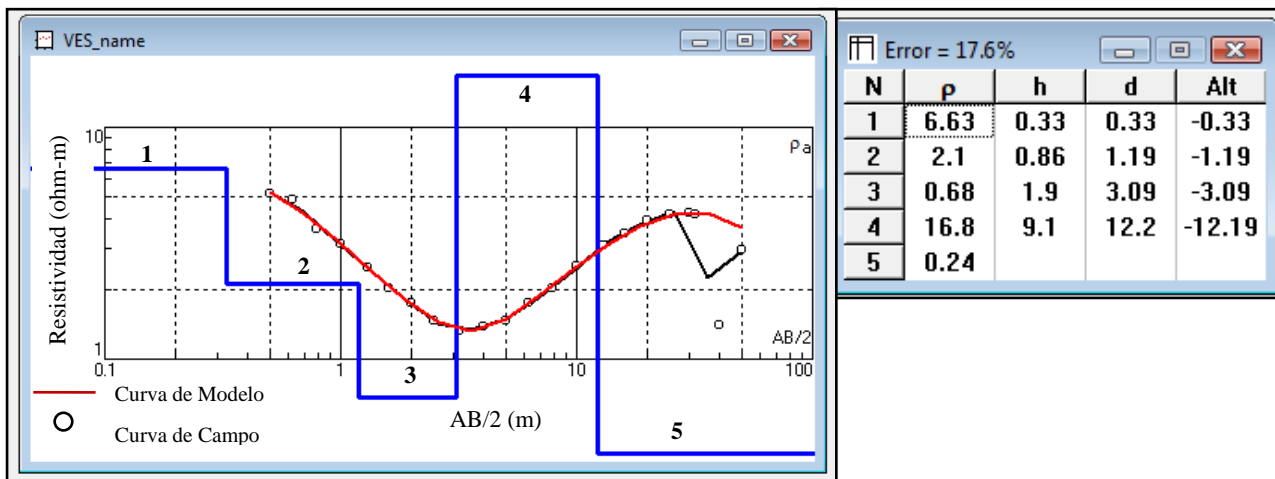


Figura 33. Curva de campo e interpretación obtenida por IPI2win, Sondeo SEV-1 realizado hacia el Norte del basurero.

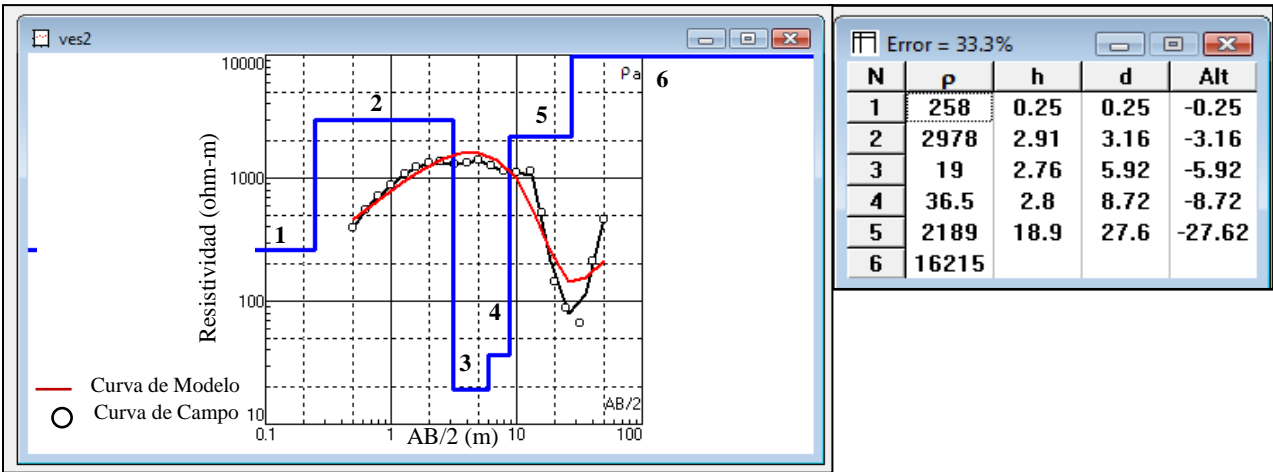


Figura 34. Curva de campo e interpretación obtenida por IPI2win, Sondeo SEV-2 realizado hacia el Norte del basurero.

Obtenidas las curvas de campo e interpretaciones, se construyeron y unieron los perfiles geoelectricos en secciones cruzadas con orientación Sur/Norte.

Analizando el perfil geoelectricos ver Figura 34 en la secuencia de resistividades del SEV_1 situado en el centro del basurero se identificaron cinco capas. Las dos primeras capas con bajas resistividades con valores de entre 2 a 7 Ωm con un espesor un poco mayor a un metro. La tercera capa con una resistividad aun menor que las anteriores con un valor de .68 Ωm a una profundidad de 1.19 metros con un espesor de aproximadamente 2 metros.

La cuarta capa registro un valor resistivo de 16.8 Ωm a partir de una profundidad de 3 metros con un espesor aproximado de 9 metros lo que podría representar una capa gruesa de material permeable de arenas saturadas y por ultimo se observa la presencia de una capa con una resistividad menor a 1 Ωm .

En el SEV_3 que se encuentra al norte del basurero se identificaron seis capas. Las cuatro primeras capas presentan bajas resistividades con valores entre 1 y 7 Ωm de espesor un poco mayor a los 2 metros. Las capa cinco y seis registraron valores aproximados de entre 7 y 16 Ωm con un espesor mayor a los 15 metros. Por ultimo el SEV_2 en cual se realizo al sur del basurero, presenta valores resistivos muy altos, exceptuando las

capas 3 y 4 que muestran valores entre los 19 y 40 Ωm las cuales representan resistividades de material permeable saturado.

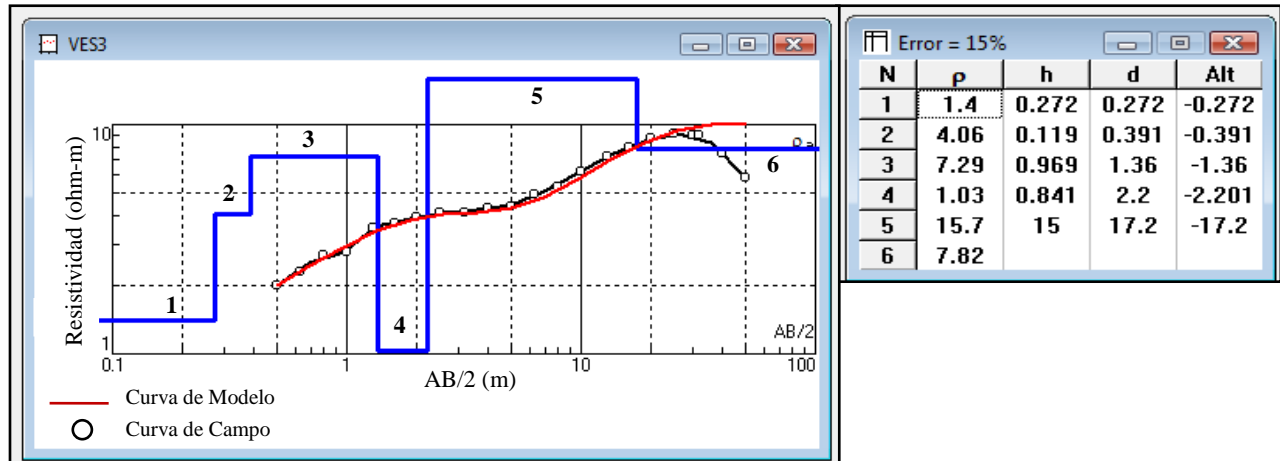


Figura 35. Curva de campo e interpretación obtenida por IPI2win, Sondeo SEV-2 realizado hacia el Norte del basurero

El arreglo Shlumberger ha permitido investigar y caracterizar la distribución hidrogeológica a una profundidad de hasta más de 12 metros. Basados en las resistividades, el área puede interpretarse como sedimento arcilloso-arenoso, presentando en los SEV's 1 y 3 el nivel superficial no mayor a los 3 m de profundidad muy conductivo y dejando ver a lo largo de los tres transectos a una profundidad de entre los 2.5 y 3 metros el inicio del acuífero somero de esta zona.

4.6.2 Perfil geoelectrico Dipolo-Dipolo.

Los resultados obtenidos de los diecinueve sondeos eléctricos realizados se emplazaron en un perfil geoelectrico vea Figura 36. Los sondeos eléctricos aplicados proyectaron una resolución vertical de aproximadamente 6 metros de profundidad y una distancia horizontal de 140 metros.

El perfil geoelectrico presenta en la parte norte del basurero, que los 3 primeros sondeos eléctricos obtuvieron resistividades logarítmicas de entre .1 y .9 Ωm equivalente a resistividades de entre 1-10 Ωm con un espesor de un poco mayor a los 2.5 metros.

Seguidos por 9 sondeos eléctricos con resistividades logarítmicas de entre 1.3 y 1.9 Ωm equivalentes a resistividades altas a los 30-100 Ωm . Analizando la parte sur de este esquema los siguientes 7 sondeos eléctricos revelan resistividades entre los .1 y .9 Ωm equivalentes a resistividades bajas de 1-10 Ωm . Se puede apreciar con claridad que la parte norte y el segmento donde esta situado el basurero fueron las zonas más resistivas. Se aprecia notoriamente la infiltración por lixiviados en estos dos lugares, en la parte norte las bajas resistividades se atribuyen a las actividades agrícolas y el segmento del basurero a la presencia de los RSM.

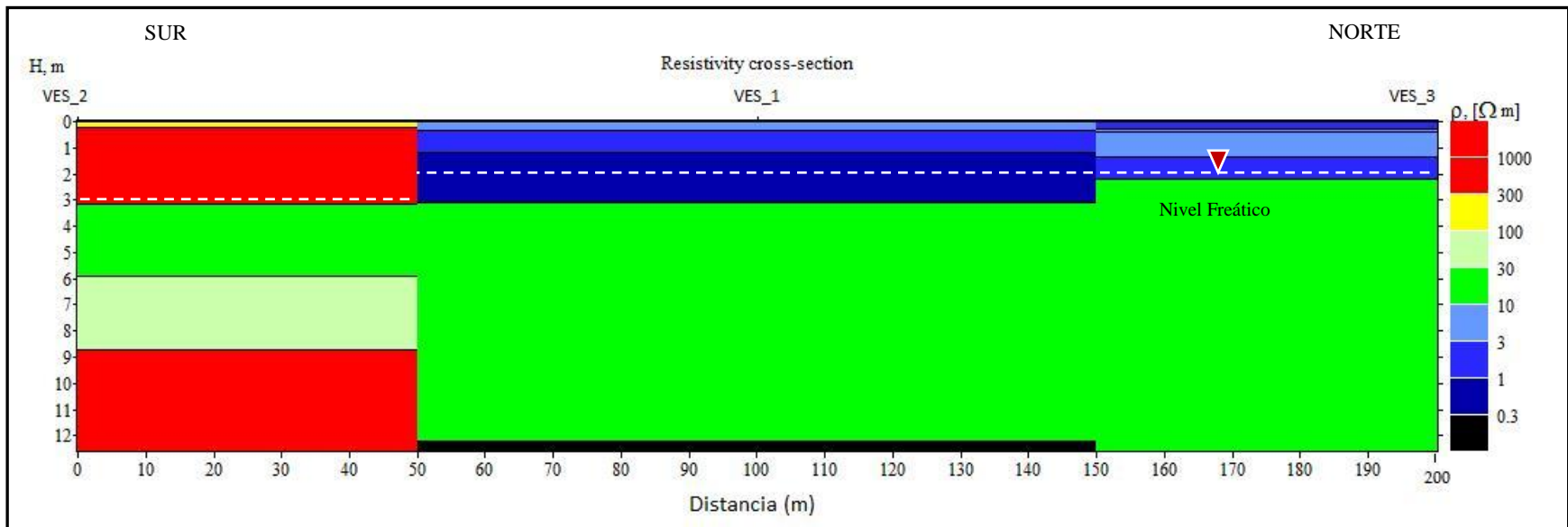


Figura 36. Perfil geoelectrico, resistividad de secciones cruzadas, Schlumberger.

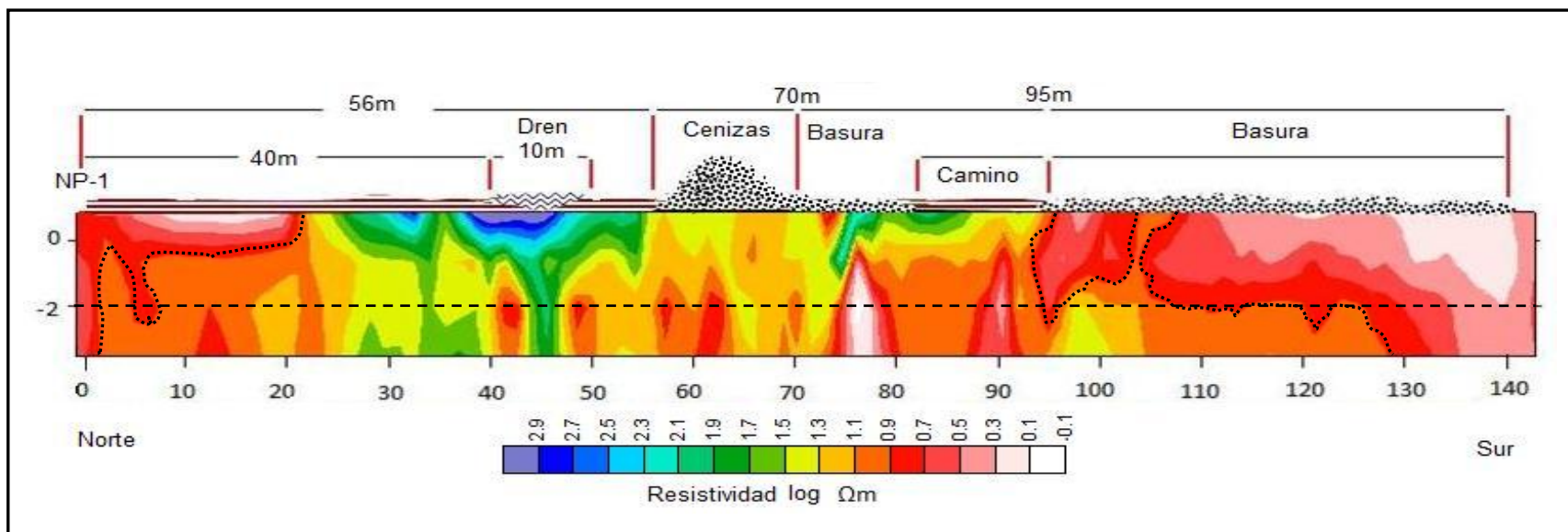


Figura 37. Perfil geoléctrico, resistividad de secciones cruzadas, arreglo dipolo-dipolo.

4.7 ANALISIS DE VARIANZA

El análisis de varianza (ANOVA) para un solo factor se utilizó en cada uno de los iones mayores Na^+ , K^+ , Ca , Mg , CHO_3 , SO_4 , Cl^- , NO_3 , con el objetivo de evidenciar si hay o no diferencias significativas de medias entre los puntos de muestreo del agua subterránea. Además se ejecutó la prueba de Scheffe para conocer específicamente en cuáles puntos difieren las medias.

La hipótesis propuesta fue la siguiente:

$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_i \dots$ Las medias de los grupos piezométricos todas son iguales.

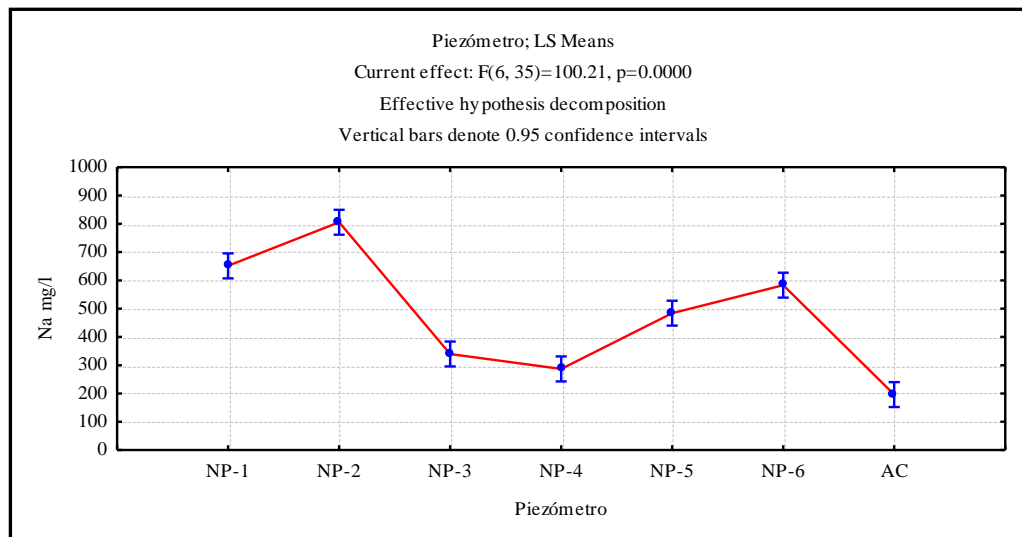
$H_a = \mu_j \neq \mu_{j=1,2,\dots}$ Al menos una de las medias es diferente.

La primera tabla corresponde a la primera parte del análisis de varianza; donde la F experimental es de 100.2 y la probabilidad de tener una F como esa o mayor es muy pequeña menor de .000 ver Figura 38b. Como la probabilidad es menor de .05 que es nivel de significancia habitual (Douglas C. Montgomery, 2002), rechazamos la hipótesis nula y se concluye que el Sodio (Na^+) en algunos grupos es significativamente distinto de los otros.

Observando el comportamiento de medias en la Figura 38a el PZ-2 tiene una diferencia significativa muy contrastada comparándolo con los piezómetros restantes, especialmente el agua subterránea del piezómetro NP-1 debería ser semejante al NP-2, ya que la distancia que los separa son solo 50 m. Asimismo existe una diferencia significativa de medias entre ambos. También se hace notar el pozo NP-6 con altas concentraciones semejantes al NP-1 y sin dejar de mencionar el agua del canal que es blanco muestral con una diferencia significativa con todos los grupos, llevando la concentración en medias más baja.

La segunda parte del análisis (prueba de Scheffe) confirma en forma de matriz las diferencias significativas encontradas entre los piezómetros para el ion Na^+ .

Los valores en rojo nos indican las diferencias significativas del sodio entre los diferentes puntos de muestreo. En la Figura 38c se observa que efectivamente en el piezómetro NP-2 existe diferencia significativa en medias hacia los demás puntos muestreados, le siguen en niveles de concentraciones altos el NP-1 y NP-6 donde las medias no difieren entre ellos, pero sí contra los demás puntos de muestreo. Otro punto importante es el agua de canal (AC) que como ya mencioné es el blanco muestral, se observa que el AC obtuvo el nivel de medias más bajo, que es lo esperado y que además no existe diferencia significativa entre AC y NP-4. El asunto entre estos dos puntos es que si los niveles del pozo NP-4 son parecidos al AC, éste pudiera ser candidato para ser tomado como blanco muestral.



a) Medias muestrales para Na (mg/l)

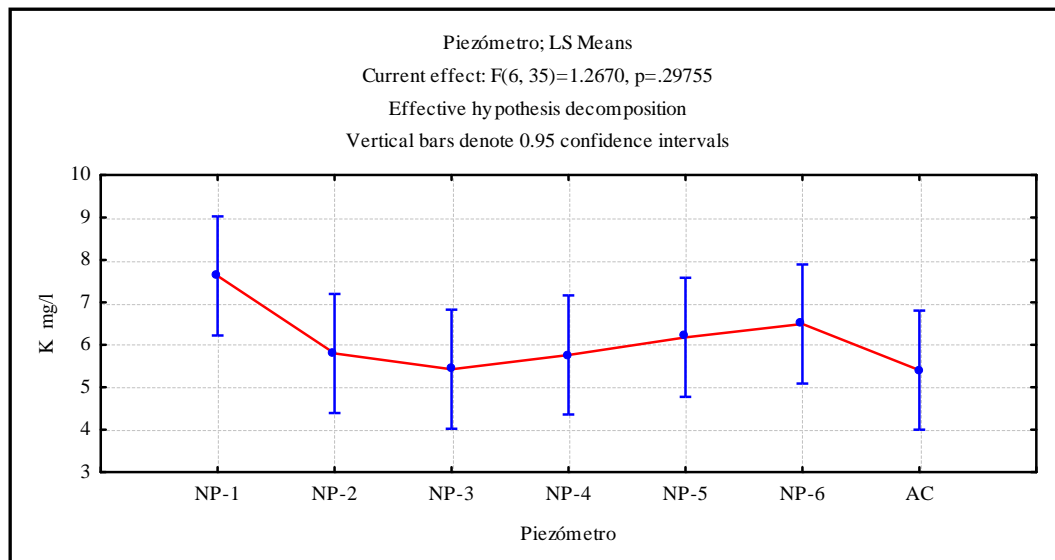
Effect	Univariate Tests of Significance for Na mg/l Sigma-a-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition				
	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	9599196	1	9599196	3392.672	0.00E-01
Piezómetro	1701232	6	283539	100.212	0.00E-01
Error	99029	35	2829		

b) Prueba Estadística de Fischer para Na (mg/l)

Scheffé test; variable Na mg/l Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 2829.4, df = 35.000								
Cell No.	Piezómetro	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}
		651.30	805.67	339.63	286.87	484.00	582.87	196.17
1	NP-1		0.002727	0.000000	0.000000	0.000928	0.556569	0.000000
2	NP-2	0.002727		0.000000	0.000000	0.000000	0.000007	0.000000
3	NP-3	0.000000	0.000000		0.809821	0.006105	0.000001	0.006555
4	NP-4	0.000000	0.000000	0.809821		0.000071	0.000000	0.222646
5	NP-5	0.000928	0.000000	0.006105	0.000071		0.143672	0.000000
6	NP-6	0.556569	0.000007	0.000001	0.000000	0.143672		0.000000
7	AC	0.000000	0.000000	0.006555	0.222646	0.000000	0.000000	

c) Prueba de Scheffe

Figura 38. Análisis de Varianza para Sodio,
a) Grafica de cajas para las medias muestrales, b) Prueba estadística de Fisher, c) Prueba de Scheffe.



a) Medias Muestrales para el K (mg/l)

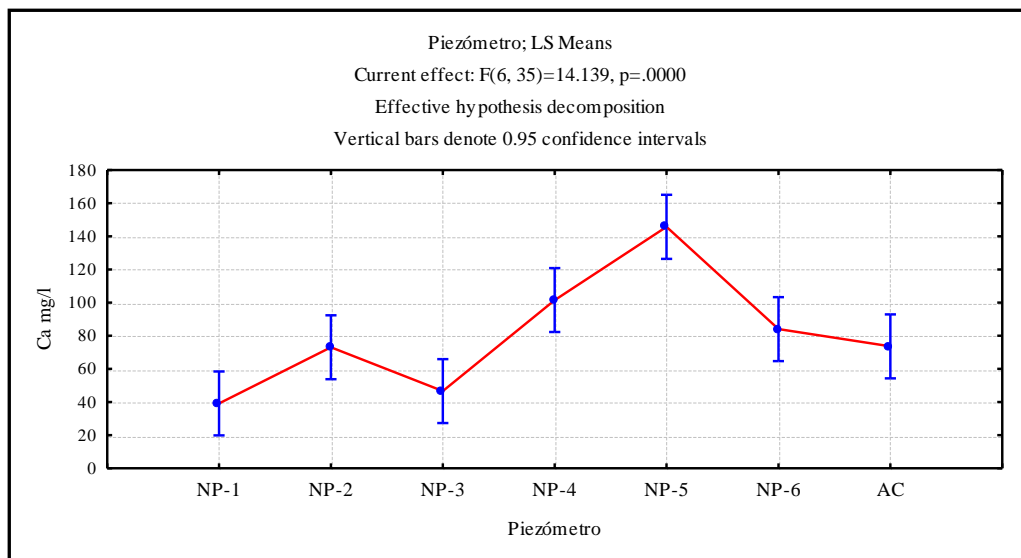
Effect	Univariate Tests of Significance for K mg/l Sigma-a-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition				
	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	1560.869	1	1560.869	544.9228	0.00E-01
Piezómetro	21.776	6	3.629	1.2670	2.98E-01
Error	100.253	35	2.864		

b) Medias Muestrales para el K (mg/l)

		Scheffé test; variable K mg/l Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 2.8644, df = 35.000						
Cell No.	Piezómetro	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}
1	NP-1	7.6233	0.741782	0.544244	0.723631	0.895873	0.966230	0.533359
2	NP-2	0.741782		0.999928	1.000000	0.999921	0.997482	0.999903
3	NP-3	0.544244	0.999928		0.999961	0.996015	0.974998	1.000000
4	NP-4	0.723631	1.000000	0.999961		0.999864	0.996649	0.999945
5	NP-5	0.895873	0.999921	0.996015	0.999864		0.999974	0.995400
6	NP-6	0.966230	0.997482	0.974998	0.996649	0.999974		0.972565
7	AC	0.533359	0.999903	1.000000	0.999945	0.995400	0.972565	

c) Prueba de Scheffe para K (mg/l).

**Figura 39. Análisis de Varianza para Potasio,
a) Medias muestrales, b) Prueba estadística de Fisher, c) Prueba de Scheffe.**



a) Medias muestrales para el ion Calcio (mg/l)

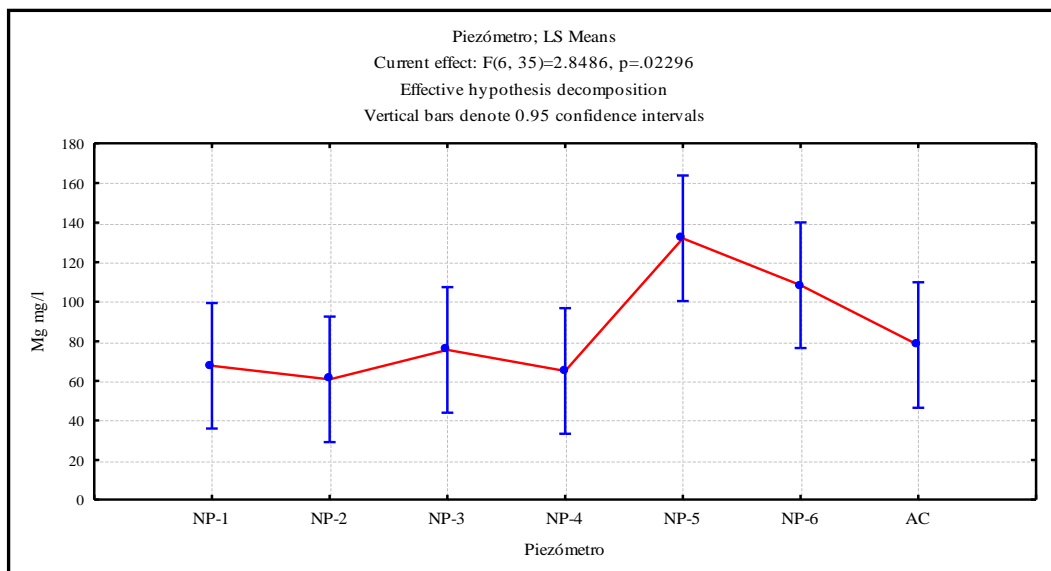
Univariate Tests of Significance for Ca mg/l				
Sigma-restricted parameterization				
Effective hypothesis decomposition				
Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	p
Intercept	272478.1	1	272478.1	0.00E-01
Piezómetro	46030.6	6	7671.8	4.18E-08
Error	18990.7	35	542.6	

b) Prueba Estadística de Fisher para Ca (mg/l)

Scheffé test; variable Ca mg/l								
Probabilities for Post Hoc Tests								
Error: Between MS = 542.59, df = 35.000								
Cell No.	Piezómetro	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}
1	NP-1	39.167						
2	NP-2	0.405258						
3	NP-3	0.999369	0.405258					
4	NP-4	0.007113	0.615864	0.999369				
5	NP-5	0.000001	0.001036	0.025771	0.127253			
6	NP-6	0.116652	0.994576	0.615864	0.941516	0.007990		
7	AC	0.385783	1.000000	0.694615	0.637048	0.001150	0.116652	0.385783

c) Prueba de Scheffe

Figura 40. Análisis de Varianza para Calcio,
 a) Medias muestrales, b) Prueba Estadística de Fisher, c) Prueba de Scheffe.



a) Medias Muestrales para Mg (mg/l)

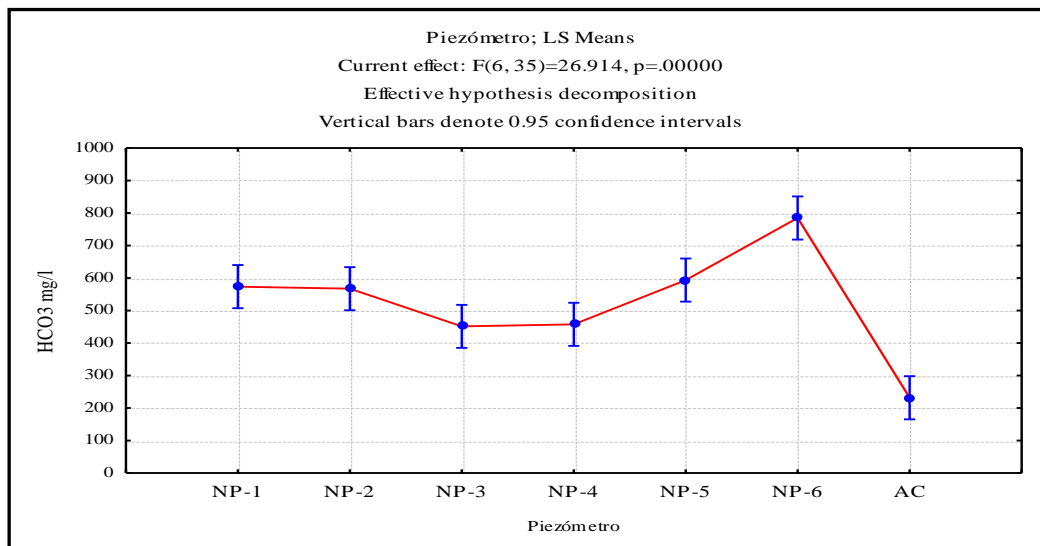
Univariate Tests of Significance for Mg mg/l Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	295824.7	1	295824.7	201.9886	4.44E-16
Piezómetro	25032.1	6	4172.0	2.8486	2.30E-02
Error	51259.6	35	1464.6		

b) Prueba Estadística de Fisher para Mg mg/l

Scheffé test; variable Mg mg/l Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 1464.6, df= 35.000								
Cell No.	Piezómetro	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}
		67.627	60.760	75.627	65.000	132.03	108.31	78.120
1	NP-1		0.999979	0.999948	1.000000	0.236191	0.755083	0.999745
2	NP-2	0.999979		0.998129	0.999999	0.142067	0.597220	0.995579
3	NP-3	0.999948	0.998129		0.999725	0.389664	0.896263	1.000000
4	NP-4	1.000000	0.999999	0.999725		0.196034	0.697182	0.999077
5	NP-5	0.236191	0.142067	0.389664	0.196034		0.976997	0.445623
6	NP-6	0.755083	0.597220	0.896263	0.697182	0.976997		0.926863
7	AC	0.999745	0.995579	1.000000	0.999077	0.445623	0.926863	

c) Prueba de Scheffe

Figura 41. Análisis de Varianza para Magnesio,
a) Medias muestrales, b) Prueba Estadística de Fisher, c) Prueba de Scheffe.



a) Medias muestrales para Bicarbonatos (mg/l)

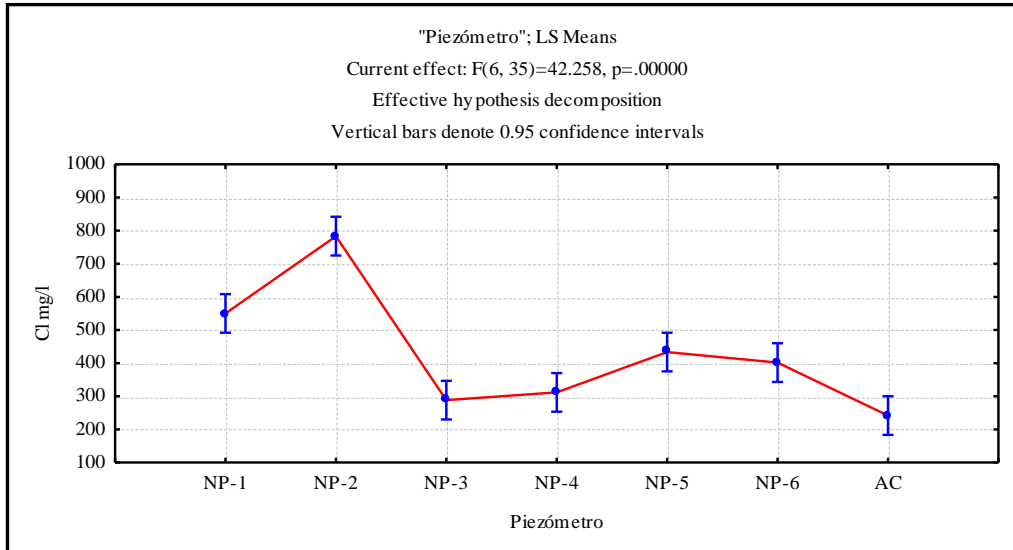
Univariate Tests of Significance for HCO ₃ mg/l Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	11480061	1	11480061	1793.153	0.00E-01
Piezómetro	1033841	6	172307	26.914	9.64E-12
Error	224076	35	6402		

b) Prueba Estadística de Fischer para HCO₃ mg/l

Scheffé test; variable HCO ₃ mg/l Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 6402.2, df= 35.000								
Cell No.	Piezómetro	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}
1	NP-1		1.000000	0.348035	0.410425	0.999841	0.008220	0.000005
2	NP-2	1.000000		0.411493	0.478155	0.999258	0.005955	0.000007
3	NP-3	0.348035	0.411493		1.000000	0.181965	0.000008	0.005368
4	NP-4	0.410425	0.478155	1.000000		0.224405	0.000012	0.003884
5	NP-5	0.999841	0.999258	0.181965	0.224405		0.022685	0.000002
6	NP-6	0.008220	0.005955	0.000008	0.000012	0.022685		0.000000
7	AC	0.000005	0.000007	0.005368	0.003884	0.000002	0.000000	

c) Prueba de Scheffe

Figura 42. Análisis de Varianza para Bicarbonatos,
a) Medias muestrales, b) Prueba Estadística de Fisher, c) Prueba de Scheffe.



a) Medias Muestrales para Cl (mg/l)

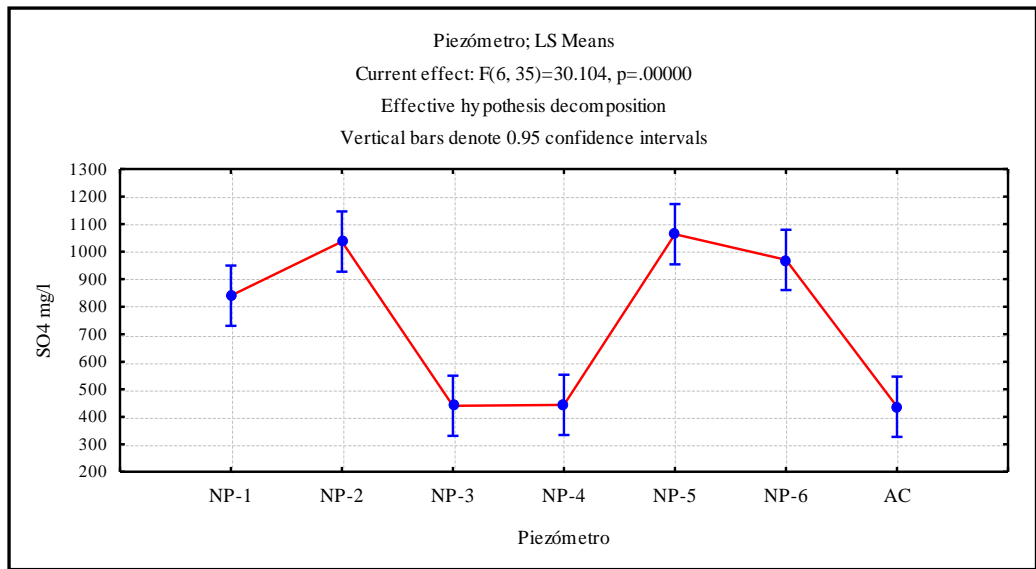
Effect	Univariate Tests of Significance for Cl mg/l Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition				
	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	6045084	1	6045084	1244.627	0.00E-01
Piezómetro	1279714	8	159964	32.935	2.54E-14
Error	174850	36	4857		

b) Prueba Estadística de Fisher Cl (mg/l)

		Scheffé test; variable Cl mg/l Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 4960.0, df = 35.000					
Cell No.	Piezómetro	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}
		550.00	783.33	288.33	311.67	433.33	401.00
1	NP-1		0.000434	0.000068	0.000313	0.253047	0.0643
2	NP-2	0.000434		0.000000	0.000000	0.000000	0.0000
3	NP-3	0.000068	0.000000		0.999241	0.075682	0.2851
4	NP-4	0.000313	0.000000	0.999241		0.209512	0.5645
5	NP-5	0.253047	0.000000	0.075682	0.209512		0.9957
6	NP-6	0.064366	0.000000	0.285167	0.564530	0.995788	

c) Prueba de Scheffe

Figura 43. Análisis de Varianza para Cloruros,
 a) Medias muestrales, b) Prueba Estadística de Fisher, c) Prueba de Scheffe.



a) Medias Muestrales para SO₄ (mg/l)

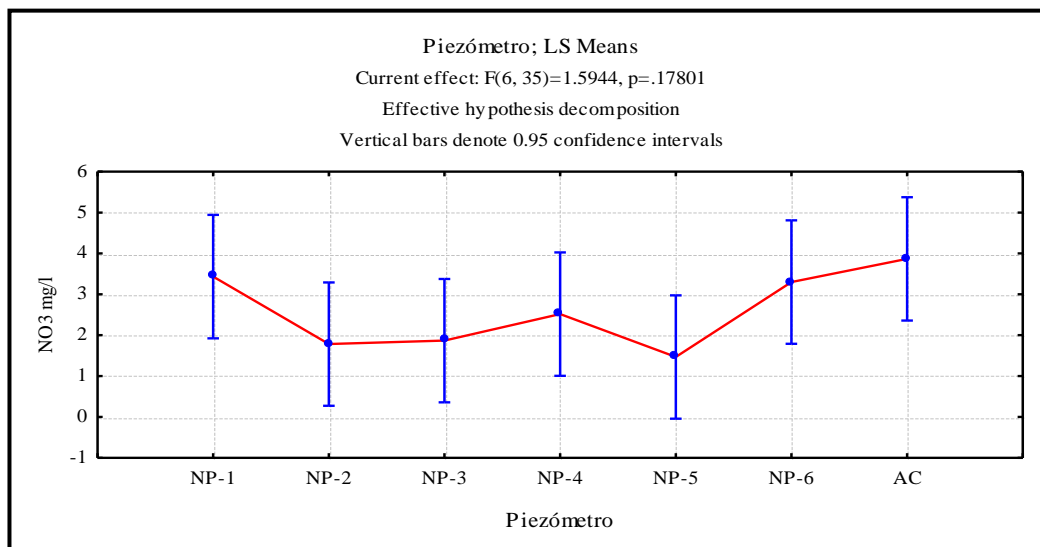
Univariate Tests of Significance for SO ₄ mg/l Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	23445343	1	23445343	1344.049	0.00E-01
Piezómetro	3150724	6	525121	30.104	1.96E-12
Error	610533	35	17444		

b) Prueba Estadística de Fischer SO₄ (mg/l)

Scheffé test; variable SO ₄ mg/l (ANOVASulfatosTABLA) Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 17444., df= 35.000								
Cell No.	Piezómetro	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}
1	NP-1	840.00	0.377137	0.001563	0.001748	0.231249	0.815382	0.001397
2	NP-2	0.377137	1036.7	0.000002	0.000002	0.999957	0.992114	0.000001
3	NP-3	0.001563	0.000002	440.00	1.000000	0.000001	0.000017	1.000000
4	NP-4	0.001748	0.000002	1.000000	443.33	0.000001	0.000019	1.000000
5	NP-5	0.231249	0.999957	0.000001	0.000001	1063.3	0.956174	0.000001
6	NP-6	0.815382	0.992114	0.000017	0.000019	0.956174	970.00	0.000015
7	AC	0.001397	0.000001	1.000000	1.000000	0.000001	0.000015	436.67

c) Prueba de Scheffe

**Figura 44. Análisis de Varianza para Sulfatos,
a) Medias muestrales, b) Prueba Estadística de Fisher, c) Prueba de Sheffe.**



a) Medias muestrales para NO₃ (mg/l)

Univariate Tests of Significance for NO ₃ mg/l Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	284.9610	1	284.9610	85.97219	5.90E-11
Piezómetro	31.7090	6	5.2848	1.59443	1.78E-01
Error	116.0100	35	3.3146		

b) Prueba Estadística de Fisher para NO₃ (mg/l)

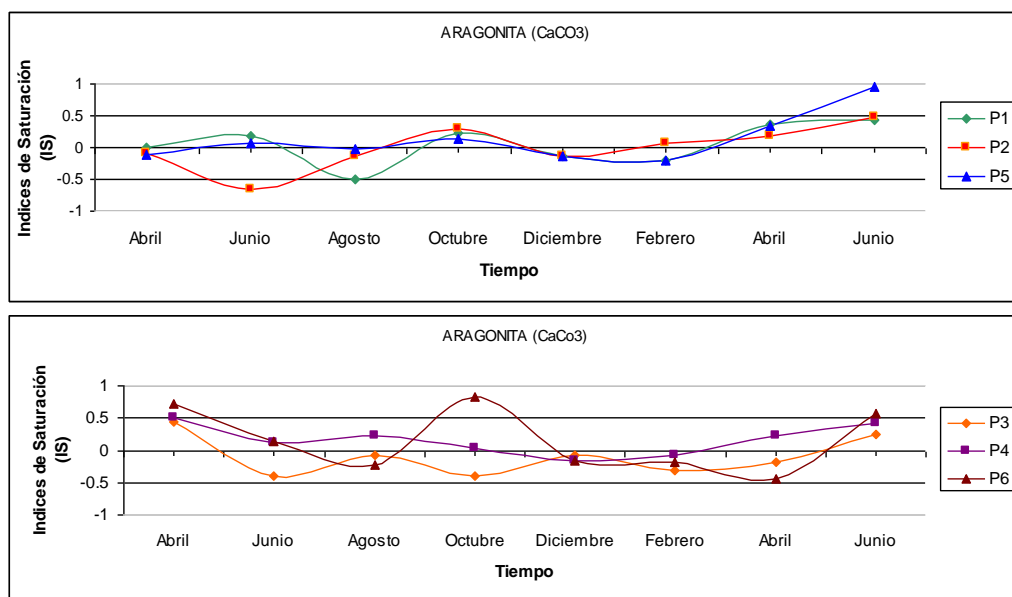
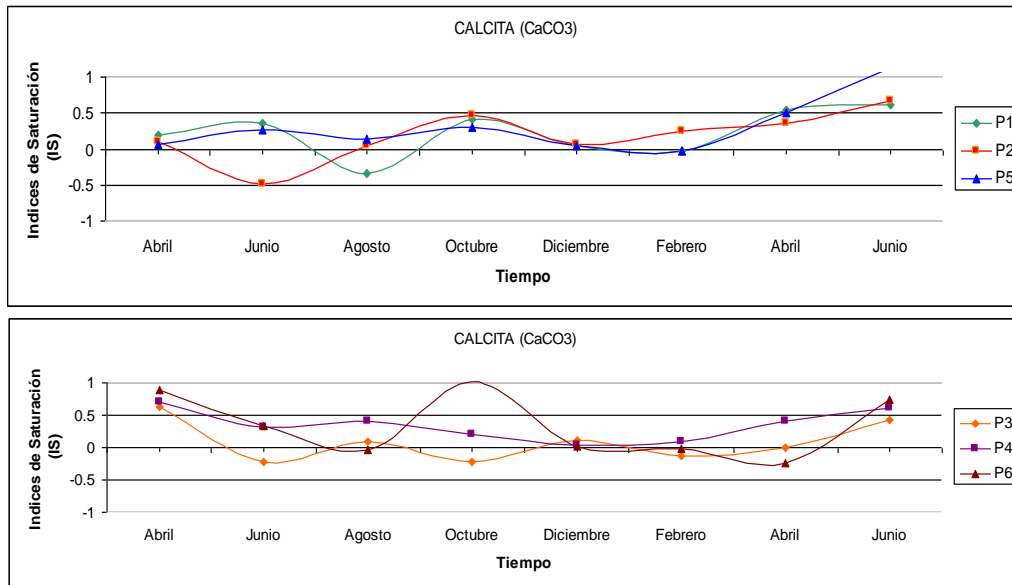
Scheffe test; variable NO ₃ mg/l Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 3.3146, df = 35.000								
Cell No.	Var1	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}
1	NP-1		0.866887	0.892846	0.992220	0.741014	1.000000	0.999888
2	NP-2	0.866887		1.000000	0.997709	0.999982	0.906842	0.686128
3	NP-3	0.892846	1.000000		0.998838	0.999930	0.927526	0.725686
4	NP-4	0.992220	0.997709	0.998838		0.984091	0.996695	0.944972
5	NP-5	0.741014	0.999982	0.999930	0.984091		0.798787	0.527345
6	NP-6	1.000000	0.906842	0.927526	0.996695	0.798787		0.999469
7	AC	0.999888	0.686128	0.725686	0.944972	0.527345	0.999469	

c) Prueba de Scheffe

Figura 45. Análisis de Varianza para Nitratos,
 a) Grafica de cajas para las medias muestrales, b) Prueba Estadística de Fisher, c) Prueba de Scheffe.

4.8 FASES MINERALES E INDICES DE SATURACIÓN

Los minerales que se presentan en estado de equilibrio con índice de saturación de ± 0.05 son: La calcita (CaCO_3), aragonita (CaCO_3) vea Figura 46-47. Todos los pozos están saturados en esta fase en el periodo de Abril del 08 a Junio del 09.



La dolomita (CaCO_3) presenta $\text{IS} > 1$ indicando precipitación en los pozos NP- 1, 2, 3, 4, 6 en el mes de abril 08 y entrando en estado de equilibrio en los meses de junio hasta abril del 09, excepto para el pozo NP- 1, 2, 5 y 6 que se encuentran sobresaturados en el mes de octubre del 08. Además, los pozos NP-1 para abril 09 y para NP-1, 2 en el mes de junio 09 ver Figura 48. La octavita se encuentra en estado de equilibrio con $\text{IS} \pm 0.05$ para la mayoría de los pozos, excepto para el pozo 5 que se encuentra ligeramente subsaturado para todos los meses, excepto en el mes de octubre ver Figura 49.

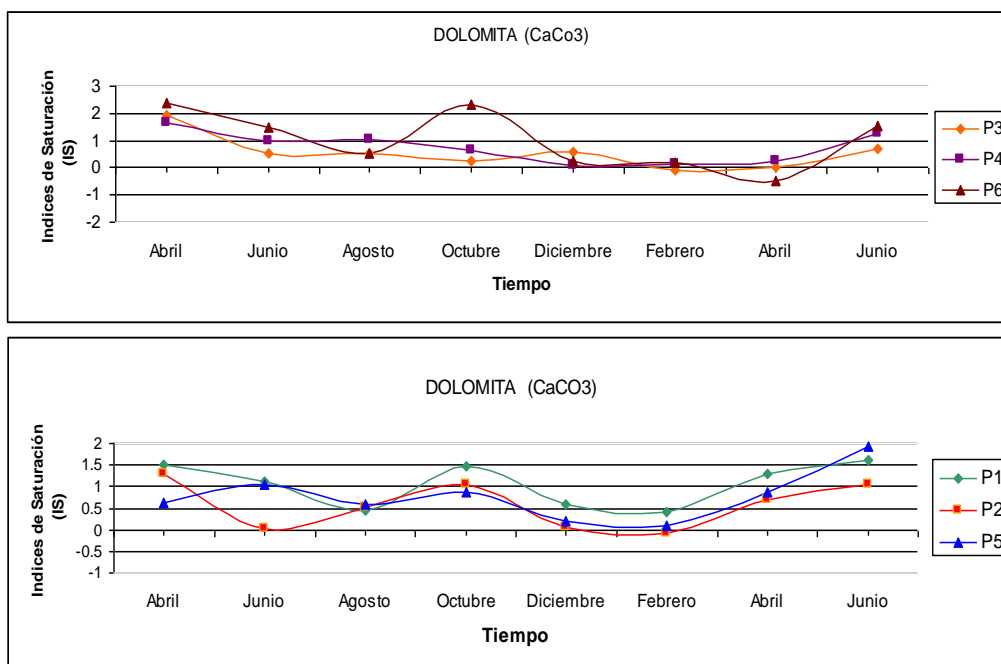


Figura 48. Índices de Saturación, Dolomita.

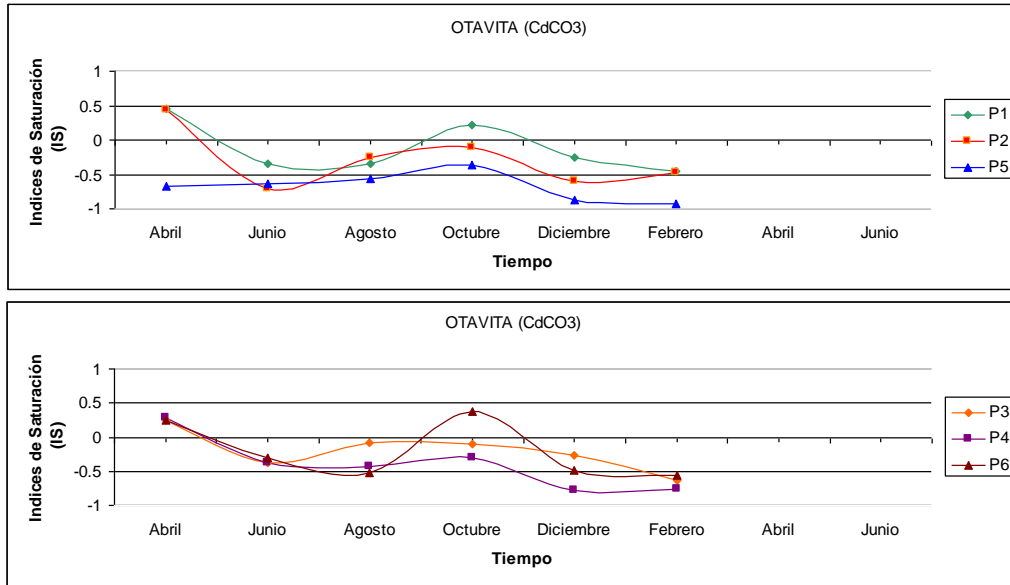


Figura 49. Índices de Saturación, Otavita.

La cerusita se encuentra en estado saturado en todos los meses para todos los pozos, exceptuando el pozo NP-2 en los meses de octubre y diciembre donde se encuentra ligeramente sobresaturado ver Figura 50 .

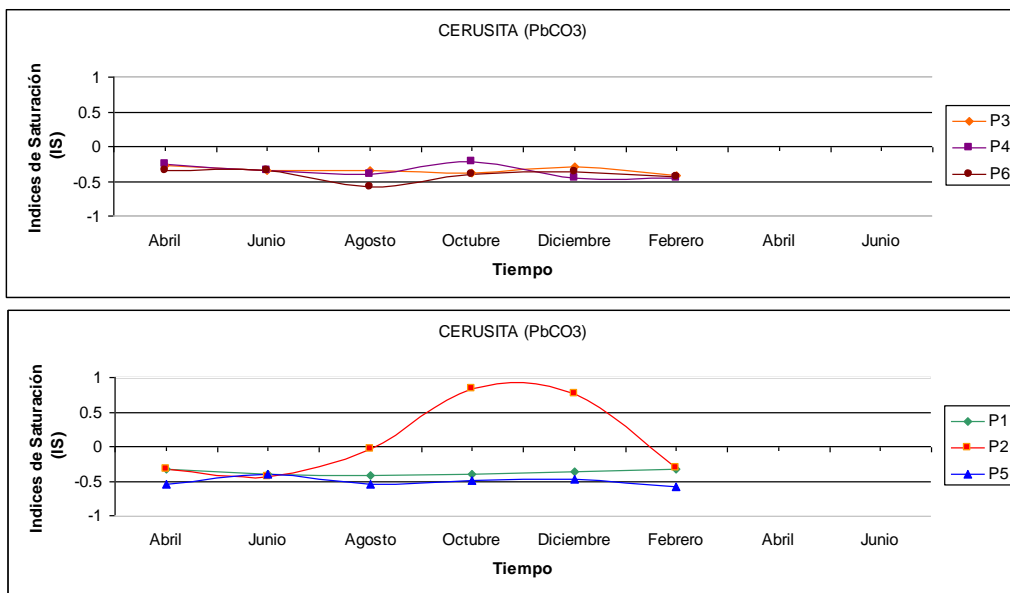


Figura 50. Índices de Saturación, Cerusita.

El cumetal y cuprita estas dos fases minerales se comportan en estado sobresaturado para todos los meses en todos los pozos, exceptuando el pozo NP-6 para cuprita que se encuentra en estado de equilibrio vea Figura 51.

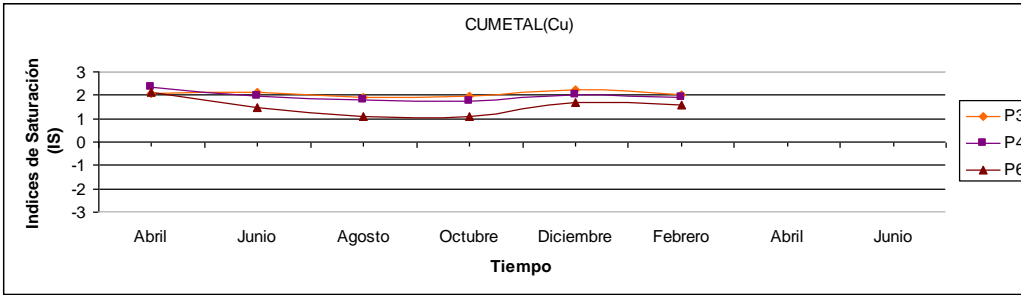
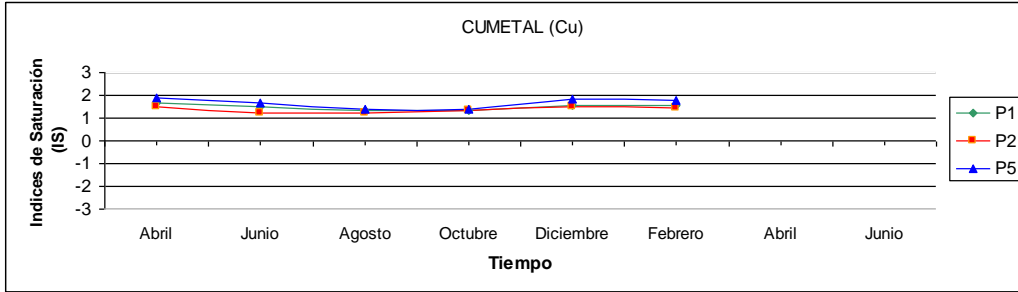


Figura 51. Índices de Saturación, Cumetal.

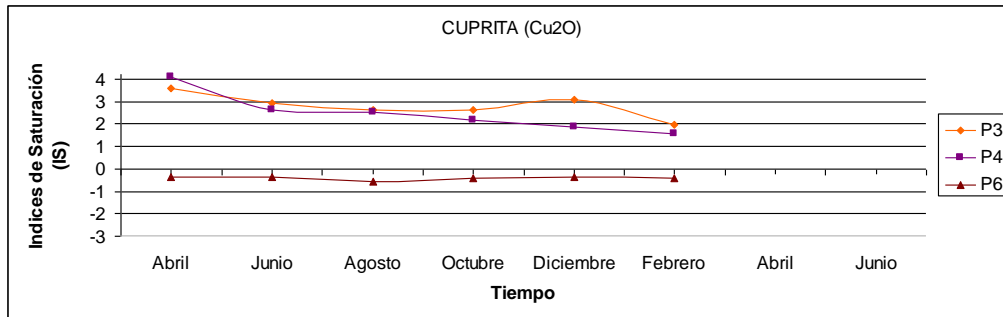
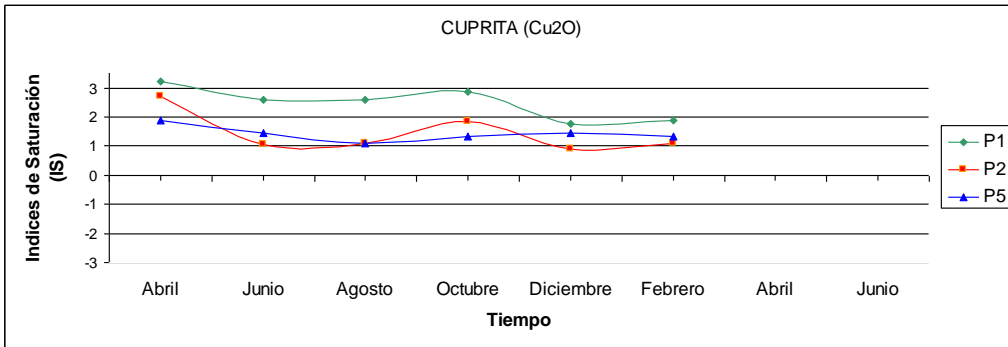


Figura 52. Índices de Saturación, Cuprita.

CONCLUSIONES

- I. Concerniente a la caracterización de la basura, realizada en el período del 24-28 de marzo del 2008, los datos presentados indican que el 80% de esta basura la conforman los primeros 13 tipos de materiales que son: Los ferroso-hojalata (16.24 %), los plásticos (9.43%), los pañales (7.21%), latas de aluminio (6.42%), cartón (6.40%), trapos (5.40%), material no-ferroso (5.20%), madera (4.6%), plástico rígido (4.29%), vidrio color (4.23%), restos de jardín (3.88%) y hule (3.25%). La caracterización ha demostrado que el 87.73 % del total en peso, son materia inorgánica; el 12.27 %, materia orgánica.

- II. El arreglo Schlumberger ha permitido investigar y caracterizar la distribución hidrogeológica a una profundidad de hasta más de 12 metros. Basados en las resistividades resultantes y en la literatura, el área puede interpretarse como sedimento arcilloso-arenoso. El perfil geoelectrico muestra en los SEV's 1 y 3 resistividades muy bajas en las primeras capas no mayores a los 3 metros de profundidad lo que se infiere como contaminación por lixiviados. Además, se puede observar a lo largo de los tres transectos a una profundidad de entre los 2.5 y 3 metros el inicio del acuífero somero de esta zona, donde las resistividades tiene valores alrededor de los 10 y 30 ohm metros.

El arreglo dipolo- dipolo mostró resistividades bajas en la parte norte del basurero con valores logarítmicos alrededor de .1 y .9 Ω m equivalentes a resistividades de entre 1-10 Ω m. Los sondeos eléctricos elaborados sobre el basurero presentaron resistividades similares a la parte norte de 1-10 Ω m pero con una profundidad mayor a los 4 metros y en los últimos dos sondeos las bajas resistividades alcanzan hasta los 6m de profundidad.

- III. Por los datos obtenidos de los niveles piezométricos y la realización de las curvas isopiezas, el flujo del agua subterránea se dirige en dirección sureste-noreste.

- IV. Los parámetros realizados en campo, T, pH, CE, STD, OD, tiene un comportamiento estable según lo determinado por la EPA excepto para la CE y STD debido a la cantidad de especies solubles

aportadas tanto del Río Colorado como posiblemente de contaminación proveniente de las actividades agrícolas de la zona y la presencia del basurero.

- V. Los diagramas de Stiff exponen entre la primera y segunda campaña muestreada una estructura semejante a las aguas superficiales, mostrando concentraciones aun mas elevadas en Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} . Los piezómetros donde se observan niveles con altas concentraciones son en el NP-2, NP-5 y NP-21, debido posiblemente a lugar en la que estos se encuentran.
- VI. El diagrama de Piper revela que el agua muestreada pertenecen al grupo genético cloruradas y sulfatadas sódicas, cuya composición aniónica es una mezcla de tipo sulfatado-clorurado y la composición catiónica es fuertemente sódica.
- VII. El análisis de varianza ANOVA nos concluye lo siguiente:
- Para el ion Na^+ las diferencias significativas se dieron en el piezómetro NP-2 para todos los grupos. El NP-5 y NP-6 no difieren entre ellos. El NP-3 y NP-4 no difieren entre ellos. El AC difiere con todos excepto con el NP-4.
 - Para el ion K^+ no hubo diferencia significativa para las medias de grupos, por lo tanto, se excluye la prueba de Scheffe.
 - Para el ion Ca^+ las diferencias significativas se dieron en el piezómetro NP-5 para todos los grupos exceptuando NP-4. En los piezómetros NP-1, 2, 3, 6 y AC no se encontró estadísticamente diferencia significativa.
 - Para el ion Mg^+ no hubo diferencia significativa para las medias de grupos, por lo tanto, se excluye la prueba de Scheffe.
 - Para el ion HCO_3^- las diferencias significativas se dieron en el piezómetro NP-6 para todo los grupos. En los piezómetros NP-1, 2, 3, 4 y 5 no hubo diferencias significativas entre medias. El AC difiere para todos los grupos por contar con la media mas baja.

- Para ion Cl^- las diferencias significativas se presentan en el piezómetro NP-2 para todos los grupos. En los piezómetros NP-3, 4, 5 y 6 no existen contrastes significativos y el AC difiere para todos excepto para NP-3 y 4 por tener valores de medias mas bajas.
- Para el ion $\text{SO}_4^{=}$ las diferencias significativas mas altas se presentan en el piezómetro NP2 y 5 sin embargo no existe diferencia significativa para éstos entre los piezómetros NP-1 y 6. En los piezómetros NP-3, 4 y AC no hay diferencia significativa, pero si con los restantes ya que obtuvieron las medias mas bajas.
- Las diferencias significativas mas altas la mayoría de la veces cayeron en los piezómetros NP-2 y NP-5, las mas bajas en los piezómetros NP-3, 4 y AC.
- Las fases especies minerales encontradas se encuentran en su mayoría en estado de equilibrio o precipitado.

ANEXO A: MÉTODOS PARA ANÁLISIS QUÍMICOS

FLUORUROS (0.0 a 2.00mg/L F⁻)

Método 8029 *para agua, agua de mar y agua residual.*

Método SPANDS*

Usando Reactivo solución SPANDS

* Adaptado de Standard Methods of the Examination of water and wastewater. Los reactivos y el método usado son los estipulados y aceptados por la USEPA.

PROCEDIMIENTO:

1. Ingrese el número de programa para fluoruros (F⁻) Presione: **[PRGM 7]** La pantalla mostrara **PRGM ?**

2. Presione **27 ENTER**

La pantalla mostrara **mg/L , F⁻** y el icono **Zero**.

3. Prepare 10 mL de muestra en una celda. (Será la muestra)

4. Introduzca 10 mL de agua desionizada dentro de una celda secundaria (será el blanco)

Nota: La muestra y el blanco deberán estar a la misma temperatura (± 1 °C)

5. Introduzca con una pipeta 2mL de reactivo **SPADNS** dentro de cada celda.

Nota: El reactivo **SPADNS** es toxico y corrosivo; use con cuidado.

El reactivo **SPADNS** debe ser medido con precisión.

6. Presione: **TIME ENTER Un minuto de reacción.**

7. Cuando el tiempo pite, coloque el blanco dentro de la celda del instrumento. Ajuste cubra la muestra con la tapa del instrumento.

8. Presione **Zero**. El cursor se moverá hacia la derecha, entonces mostrara **0.00 mg/L F⁻**

9. Coloque la muestra dentro de la celda del instrumento. Ajuste cubra la muestra con la tapa del instrumento.

10. Presiones: **READ** El cursor se moverá hacia la derecha, mostrara el resultado de fluoruro en mg/L.

NITRATOS alto rango (0 a 30mg/L)(NO₃⁻N)

A-2

Método 8039 para agua, agua residual, agua de mar.

Método **Reducción de Cadmio***.

* Adaptado de Standard Methods of the Examination of water and wastewater. Los reactivos y el método usado son los estipulados y aceptados por la USEPA.

PROCEDIMIENTO:

1. Ingrese el número de programa para alto rango NO₃⁻N. Presione: **PRGM** La pantalla mostrara **PRGM?**

Nota: Para mayor precisión de resultados, utilice agua desionizada en el blanco.

2. Presione: **51 ENTER**. La pantalla mostrara mg/L, NO₃⁻N y **Zero icono**.

3. Llene una celda con 10 mL de muestra. (Será la muestra)

Nota: ajuste el pH de la muestra almacenada antes del análisis.

4. Agregue el contenido de una bolsita de reactivo en polvo **Nitra Ver 5 Nitrate** en la celda que será la muestra. Tape la celda.

Nota: Es importante añadir todo el contenido del sobre.

5. Presione: **TIME TIMER Un minuto de reacción**. Agite la muestra vigorosamente hasta que el tiempo pite.

Nota: Es importante agitar la muestra vigorosamente. El tiempo y la técnica de agitación influyen en el desarrollo del color.

6. Después del pitido, la pantalla mostrara: **5:00 TIMER** Presione: **ENTER** Espere 5 minutos de reacción.

7. Llena otra celda con 10 mL de muestra (El blanco).Quita cualquier mancha de huellas dactilares o liquido.

8. Coloca el blanco dentro de la celda del instrumento. Ajusta cubre la muestra con la tapa del instrumento.

9. Cuando el tiempo pite, presiona **Zero**. El cursor se moverá hacia la derecha, entonces la pantalla mostrara **0.0 mg/L NO₃⁻N**

10. Coloque la muestra dentro del la celda del instrumento. Ajuste cubra la muestra con la tapa del instrumento.

11. Presione: **READ**. Los resultados se mostraran en **mg/L, NO₃⁻N**.

SULFATOS (0 A 70 mg/L)

A-3

Método *para agua, agua residual, agua de mar.*

Método **Sulfa Ver 4***.

* Adaptado de Standard Methods of the Examination of water and wastewater. Los reactivos y el método usado son los estipulados y aceptados por la USEPA.

Procedimiento:

1. La calibración es necesaria para tener mayor precisión de los resultados. Vea **Calibración del usuario**. El programa 91 puede ser usado para el control del proceso o aplicaciones donde el alto grado de precisión no es necesario.

2. Ingrese el número para sulfatos (SO_4) Presione: **PRGM**. La pantalla mostrara **PRGM ?**

3. Presione: **91 ENTER** La pantalla mostrara mg/L, SO_4 y el icono **Zero**.

4. Llena una celda con 10 mg/L de muestra

Nota: Filtra en caso de que este muy turbia.

5. Agrega el contenido de un sobre de reactivo Sulfa Ver 4 Sulfato en la muestra. Tapa la celda y invierte varias veces y mezcla.

6. Presione: **TIMER ENTER**. 5 minutos de reacción.

7. Después de que el tiempo pite, llena una segunda muestra con 10 mL de muestra (será el blanco).

8. Coloque El blanco dentro de la celda del instrumento. Ajuste cubra la muestra con la tapa del instrumento.

9.- Presione: Zero El cursor se moverá hacia la derecha, entonces la pantalla mostrara 0.0 mg/L SO_4 .

10. Dentro de 5 minutos después del sonido, coloca la muestra dentro de la celda del instrumento. Ajusta cubre la muestra con la tapa del instrumento.

Nota: Se desarrollara un blanco turbio esto quiere decir que el sulfato esta presente.

11. Presiona: **READ** El cursor se moverá hacia la derecha, entonces mostrara los resultados en **mg/L** SO_4 .

OXIGENO DISUELTO, Alto Rango (0 a 15 mg/L O₂)

A-4

Método 8166 *para agua y agua residual*.

Método HRDO*.

* Adaptado de Standard Methods of the Examination of water and wastewater. Los reactivos y el método usado son los estipulados y aceptados por la USEPA.

PROCEDIMIENTO:

1. Ingrese el número para oxígeno disuelto alto rango. Presione: **PRGM**. La pantalla mostrará **PGRM?**
2. Presione: **70 ENTER**. La pantalla mostrará mg/L, O₂ y el icono **Zero**.
3. Llene una celda con 10 mL de muestra, será el blanco. En un vaso de precipitado de 50 mL agrega 40 mL de muestra.
4. Llena una ampollita con muestra, la cual contiene oxígeno disuelto alto rango.
5. Sin invertir la ampollita, coloca inmediatamente la tapa de la ampollita. Agita por 30 segundos.
6. Presiona: **TMR ENTER** dos minutos de reacción
7. Cuando el tiempo indicado haya transcurrido, Agita la ampollita por 30 segundos
8. Coloca el blanco dentro de la celda del instrumento. Cubre la muestra con la tapa del instrumento
9. Presiona: **Zero**. El cursor se moverá hacia la derecha, entonces mostrará **0.0 mg/L de O₂**.
10. Coloca la ampollita dentro de la celda del instrumento. Cubre la muestra con la tapa del instrumento y espera 30 segundos aproximadamente para que se dispersen las burbujas de aire.
11. Presione: **READ**. EL resultado se mostrará en **mg/L de O₂**.

NITRITOS bajo rango (0 a .350mg/L)(NO₂⁻N)
Método 8507 para agua, agua residual, agua de mar.
Método Disociación*.

A-5

* Adaptado de Standard Methods of the Examination of water and wastewater. Los reactivos y el método usado son los estipulados y aceptados por la USEPA

PROCEDIMIENTO:

1. Ingrese el número para nitritos (NO₂⁻) Presione: **PRGM**.
La pantalla mostrara **PRGM?**
2. Presione: 60 ENTER. La pantalla mostrara mg/L, NO₂⁻ y el icono Zero.
3. Llenar una celda con 10 ml de muestra.
4. Añadir a la muestra el contenido de un sobre de reactivo Nitri Ver 3. Agite para disolver.
5. Presione: TIMER ENTER a 15 minutos de reacción.
6. Cuando el tiempo pite, llenar una celda con 10 mL de muestra será el blanco.
7. Limpie la parte de afuera de la celda con una toalla. Coloque el blanco dentro de la celda del instrumento. Cubra la muestra con la tapa del instrumento.
8. Presione: Zero El cursor se moverá hacia la derecha, entonces la pantalla mostrara 0.000 mg/L NO₂⁻ N
9. Coloque la muestra preparada dentro de la celda del instrumento. Cubra la muestra con la tapa del instrumento.
10. Presione : READ Mostrara los resultados en **mg/L NO₂⁻**

CLORUROS

A-6

Método 8225 para agua, agua residual, agua de mar .

Método Titulación **Nitrato de Plata**.

* Adaptado de Standard Methods of the Examination of water and wastewater. Los reactivos y el método usado son los estipulados y aceptados por la USEPA.

PROCEDIMIENTO:

1. Seleccione el volumen de la muestra y el estándar de titulación según la tabla 1.
2. Utilice un matraz o una pipeta para obtener el volumen de la muestra de la tabla 1.
3. Transfiera la muestra dentro de un matraz de erlenmeyer. Diluya a 100 mL con agua desionizada si es necesario.

Nota: Si la muestra es altamente acida o alcalina ajuste el pH entre 7-9 antes de titular

4. Añadir el contenido de un sobre Chloride 2 indicador.
5. Llenar una bureta de 25 mL hasta la marca cero con solución estándar Nitrato de Plata.
6. Titule la muestra preparada mientras agita el matraz hasta que cambie el color de amarillo a rojo-café.

CALCULAR: mL usados de titulación * Multiplicador usado = **mg/L Cl**

Rango (mg/L Cl ⁻)	Volumen de la Muestra	Solución estándar de titulación. (N AgNO ₃)	Multiplicador
0-125	100	.0141	5
100-250	50	.0141	10
200-500	25	.0141	20
500-1250	100	.141	50
1000-2500	50	.141	100
2000-10,000	25	.141	200
5000-25,000	10	.141	500

ALCALINIDAD

A-7

APHA, AWWA, WEF .- 1995

Standard Method for Examination of water and wastewater 19th edition

REACTIVOS:

1. Muestra problema
2. Acido clorhídrico .1 N
3. Indicador Fenolftaleína.
4. Indicador de Naranja de Metilo

PROCEDIMIENTO:

1. Se toma una alícuota del agua problema de 50 mL.
2. Añadir 2 gotas de Fenolftaleína y si se produce color valorar con HCL .1N hasta el cambio de color.
3. Añadir dos gotas de naranja de metilo y continuar la valoración.
4. Hacer un ensayo en blanco con 50 mL de agua destilada y restar de los anteriores valores los encontrados en este ensayo.

CÁLCULOS (concentraciones en meq/L)

a = Contenido de la alícuota (50 mg/L)

x = mL de la lectura de la bureta en el punto de viraje de la fenolftaleína, corregido por el ensayo en blanco.

z = mL de la lectura en el punto de viraje del naranja de metilo, corregido por la prueba en blanco.

N = Normalidad del ácido.

Caso 1: $x < \frac{1}{2} z$

$[OH^-]$ = despreciable.

$[CO_3^{2-}] = 2x (N*1000)/a$

$[CO_3H^-] = (z-2x) (N*1000)/a$

Caso 2: $x > \frac{1}{2} z$

$[OH^-] = (2x-z) (N*1000)/a$

$[CO_3^{2-}] = (2z-2x) (N*1000)/a$

$[CO_3H^-] = \text{despreciable.}$

Caso 3: $x = \frac{1}{2} z$

$[OH^-]$ = despreciable.

$[CO_3^{2-}] = \text{Cualquiera de los casos anteriores.}$

$[CO_3H^-] = \text{despreciable.}$

Alcalinidad Total = $[CO_3^{2-}] + [CO_3H^-] + [OH^-] = z. (N*1000)/a$

CALCIO

A-8

APHA, AWWA, WEF. - 1995

Standard Method for Examination of water and wastewater 19th edition

REACTIVOS:

1. Muestra problema
2. Solución EDTA .01 M (Disolver 3.72g de la sal disódica dihidratada del ácido etilendiaminotetraacético(EDTA) y diluir a un litro con agua destilada)
3. Solución de hidróxido de sodio 1N
4. Indicador: Murexida (estabilizado con NaCl)

PROCEDIMIENTO:

A 50 mL de muestra se añaden 2 mL de solución de hidróxido de sodio 1N o un volumen suficiente para obtener un pH de 12-13 y una punta de espátula de indicador murexida, y se valora con solución EDTA 0.01 M hasta el viraje de rosa a púrpura.

CÁLCULOS:

v = volumen en mL de EDTA .01M consumidos

v' = volumen en mL de la alícuota problema

El contenido de calcio es expresado en mg/L vendrá dado por la siguiente fórmula:

$$\text{mg calcio/litro} = v * 0.4008 * 1000 / v'$$

MAGNESIO

A-9

APHA, AWWA, WEF .- 1995

Standard Method for Examination of water and wastewater 19th edition

REACTIVOS:

1. Agua destilada
2. Solución EDTA magnésico 0.01 M (disolver 4.439g de EDTA y 300 mg de $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ en 1L de agua destilada)
3. Solución Tampón pH 10 (disolver 54g de NH_4Cl en 350 ml, de NH_4OH al 25% y enrasar con agua destilada hasta 1L.
4. Indicador: Negro de Eriocromo T

PROCEDIMIENTO:

En un erlenmeyer de 500 mL, poner 100 mL de agua problema medidos con un matraz aforado. Añadir 2 mL de solución tampón a pH 10 y 2-3 gotas de negro de Eriocromo T. Valorar con EDTA hasta punto de viraje azul.

CÁLCULOS:

v = mL gastados en la valoración con EDTA magnésico

v' = mL gastados en la valoración con EDTA en la determinación del calcio

M = Molaridad del EDTA

Pm = Peso molecular del $CaCO_3$

Dureza (mg/L $CaCO_3$) = $v * M * Pm * 1000 / \text{ml de agua problema.}$

mg/L de Mg = $(v-v') * M * 24 * 1000 / \text{ml de agua problema}$

ESPECTROMETRÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA POR FLAMA

A-10

Digestión acida en placa para muestras acuosas.

Método EPA 3010 a

PROCEDIMIENTO:

1. Tomar 50 mL de muestra. Añadir 3 mL HNO₃ al vaso, tapar con vidrio de reloj. Calentar hasta volumen de 5mL. Enfriar.
2. Agregar 3 mL de HNO₃ concentrado y calentar de 10 a 15 minutos. Enfriar.
3. Si es necesario seguir añadiendo HNO₃ en alícuotas de 3 mL hasta completar digestión (color claro). Enfriar.
4. Filtrar la muestra digerida. Recibiendo el filtrado y aforando en matraces de 100 mL. Analizar la muestra por ICP- AES.

ALINEACIÓN DE LÁMPARAS (Na, K, etc)

1. Colocar lámpara correspondiente (Na, K, etc)
2. Abrir método correspondiente (Na, K, etc)
3. Llevar la lámpara a las condiciones requeridas (λ , slit, current, etc.) y dejar estabilizar.
4. Abrir método según el elemento a determinar.
5. Abrir muestra información (crear y guardar secuencia de análisis)
6. Abrir ventana de gráfico continuo.
7. Prender quemador, absorber blanco agua y auto cero.
8. Medir absorbancia de estándares intermedios (3 y 4). Modificar si es necesario flujos y grado de absorción.
9. Cerrar gráfico continuo y analizar 2 blancos. Verificar que la absorbancia es cero.
10. Analizar estándares y muestras.

ANEXO B : BALANCE IONICO

Balance Ionico.

Fecha:	ID	Na	K	Ca	Mg	HCO3	Cl	SO4	NO3	∑Cationes	∑Aniones	%Error
		meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	
Fecha: 19/04/08	NP-1	25.50	0.17	0.92	8.27	-9.00	-15.23	-14.57	-0.09	34.86	-38.90	-5.47
Fecha:20/06/08	NP-1	26.64	0.10	3.68	5.36	-8.80	-14.39	-16.66	-0.03	35.78	-39.87	-5.40
Fecha:29/08/08	NP-1	29.34	0.26	0.76	5.51	-8.80	-15.51	-18.32	-0.07	35.86	-42.70	-8.71
Fecha:17/10/08	NP-1	28.65	0.20	1.92	5.02	-9.80	-15.80	-18.74	-0.06	35.78	-44.39	-10.74
Fecha:19/12/08	NP-1	31.00	0.26	2.48	5.21	-9.60	-16.36	-19.15	-0.07	38.96	-45.18	-7.39
Fecha:22/02/09	NP-1	29.52	0.18	1.97	4.01	-10.40	-15.80	-17.49	-0.02	35.68	-43.70	-10.11
Fecha:24/04/09	NP-1	35.37	0.10	1.84	1.99	-11.40	-16.93	-12.91	-0.02	39.31	-41.25	-2.41
Fecha:24/06/10	NP-1	36.24	0.13	1.60	2.31	-11.60	-17.77	-18.74	-0.08	40.28	-48.19	-8.94

Fecha:	ID	Na	K	Ca	Mg	HCO3	Cl	SO4	NO3	∑Cationes	∑Aniones	%Error
		meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	
Fecha: 19/04/08	NP-2	34.67	0.16	0.80	7.35	-9.39	-23.70	-17.07	-0.06	42.98	-50.22	-7.77
Fecha:20/06/08	NP-2	36.24	0.15	1.08	7.29	-9.00	-23.41	-19.99	-0.03	44.76	-52.43	-7.89
Fecha:29/08/08	NP-2	35.63	0.15	3.36	6.00	-9.00	-22.57	-22.90	-0.02	45.14	-54.48	-9.37
Fecha:17/10/08	NP-2	33.45	0.15	5.20	4.62	-9.40	-20.59	-22.07	-0.03	43.42	-52.09	-9.08
Fecha:19/12/08	NP-2	35.81	0.19	5.24	3.53	-9.20	-20.31	-24.57	-0.02	44.77	-53.09	-8.50
Fecha:22/02/09	NP-2	35.28	0.09	6.20	1.20	-9.80	-22.00	-22.90	-0.05	42.78	-52.75	-10.43
Fecha:24/04/09	NP-2	45.50	0.09	2.88	1.90	-10.80	-21.16	-22.90	-0.02	50.36	-51.87	-1.48
Fecha:24/06/10	NP-2	35.28	0.13	5.08	1.88	-9.60	-22.85	-25.40	-0.09	42.37	-53.94	-12.02

Fecha:	ID	Na	K	Ca	Mg	HCO3	Cl	SO4	NO3	∑Cationes	∑Aniones	%Error
		meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	
Fecha: 19/04/08	NP-3	20.35	0.16	3.76	13.58	-6.19	-13.54	-13.33	-0.22	37.85	-33.28	6.43
Fecha:20/06/08	NP-3	15.81	0.10	1.36	9.12	-7.60	-6.77	-12.08	-0.03	26.38	-26.47	-0.18
Fecha:29/08/08	NP-3	14.93	0.15	2.28	3.46	-7.80	-7.33	-6.25	-0.04	20.81	-21.42	-1.43
Fecha:17/10/08	NP-3	11.27	0.13	1.40	4.17	-7.60	-7.33	-7.08	-0.03	16.96	-22.04	-13.01
Fecha:19/12/08	NP-3	12.75	0.15	2.20	3.69	-7.20	-6.49	-8.33	-0.03	18.80	-21.04	-5.65
Fecha:22/02/09	NP-3	13.89	0.15	2.96	3.32	-8.00	-7.33	-7.91	-0.03	20.31	-21.27	-2.31
Fecha:24/04/09	NP-3	11.79	0.06	2.20	1.62	-8.20	-6.77	-7.50	-0.04	15.67	-19.50	-10.91
Fecha:24/06/10	NP-3	13.89	0.09	3.00	1.34	-8.40	-7.05	-7.91	-0.08	18.32	-19.45	-2.98

Fecha:	ID	Na	K	Ca	Mg	HCO3	Cl	SO4	NO3	∑Cationes	∑Aniones	%Error
		meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	
Fecha: 19/04/08	NP-4	12.66	0.11	3.80	5.59	-6.39	-8.46	-9.99	-0.03	22.17	-24.88	-5.76
Fecha:20/06/08	NP-4	14.85	0.12	4.08	6.52	-7.80	-8.18	-8.33	-0.09	25.57	-24.39	2.35
Fecha:29/08/08	NP-4	11.43	0.18	5.64	5.92	-8.20	-9.03	-8.74	-0.06	23.18	-26.03	-5.79
Fecha:17/10/08	NP-4	12.72	0.14	4.88	5.77	-7.80	-9.31	-9.16	-0.03	23.51	-26.30	-5.61
Fecha:19/12/08	NP-4	11.53	0.19	5.60	4.34	-7.00	-9.31	-9.99	-0.02	21.66	-25.32	-7.80
Fecha:22/02/09	NP-4	11.97	0.14	6.40	3.95	-7.80	-8.46	-9.16	-0.01	22.46	-23.44	-2.13
Fecha:24/04/09	NP-4	11.70	0.08	5.80	1.22	-7.40	-9.03	-8.33	-0.04	18.81	-21.80	-7.36
Fecha:24/06/10	NP-4	13.36	0.13	3.16	2.47	-8.00	-9.87	-8.74	-0.09	19.12	-22.71	-8.58

Fecha.	ID	Na	K	Ca	Mg	HCO3	Cl	SO4	NO3	ΣCationes	ΣAniones	%Error
		meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	
Fecha: 19/04/08	NP-5	24.28	0.11	6.64	14.13	-10.59	-14.39	-25.40	-0.04	45.17	-50.41	-5.48
Fecha:20/06/08	NP-5	23.23	0.14	6.60	16.09	-9.40	-12.13	-17.49	-0.03	46.06	-39.04	8.24
Fecha:29/08/08	NP-5	20.09	0.17	7.72	10.01	-9.80	-12.41	-24.15	-0.03	37.99	-46.39	-9.95
Fecha:17/10/08	NP-5	19.48	0.13	7.64	9.06	-10.00	-12.13	-18.74	-0.02	36.31	-40.88	-5.92
Fecha:19/12/08	NP-5	19.39	0.24	7.52	7.15	-7.00	-9.31	-24.98	-0.02	34.29	-40.31	-8.07
Fecha:22/02/09	NP-5	20.35	0.16	7.52	8.73	-11.60	-12.98	-22.07	-0.02	36.76	-44.66	-9.70
Fecha:24/04/09	NP-5	21.19	0.07	7.04	3.06	-10.80	-12.69	-16.24	-0.02	31.35	-36.75	-7.93
Fecha:24/06/10	NP-5	21.48	0.11	9.00	2.59	-10.20	-12.13	-20.40	-0.07	33.19	-38.80	-7.80

Fecha.	ID	Na	K	Ca	Mg	HCO3	Cl	SO4	NO3	ΣCationes	ΣAniones	%Error
		meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	
Fecha: 19/04/08	NP-6	23.67	0.13	4.64	11.92	-10.00	-9.87	-19.99	-0.04	40.36	-39.90	0.57
Fecha:20/06/08	NP-6	20.87	0.12	3.64	16.09	-10.20	-8.74	-27.48	-0.04	40.73	-46.46	-6.58
Fecha:29/08/08	NP-6	28.11	0.20	4.32	10.70	-16.19	-16.36	-19.78	-0.07	43.34	-52.41	-9.47
Fecha:17/10/08	NP-6	28.53	0.19	5.12	6.89	-16.39	-14.39	-19.78	-0.08	40.74	-50.64	-10.84
Fecha:19/12/08	NP-6	29.34	0.19	3.00	3.34	-12.60	-10.16	-16.66	-0.03	35.87	-38.44	-3.46
Fecha:22/02/09	NP-6	22.18	0.16	4.44	4.52	-11.80	-8.46	-17.49	-0.05	31.31	-35.80	-6.70
Fecha:24/04/09	NP-6	23.93	0.14	4.36	1.72	-12.00	-9.31	-16.66	-0.06	30.14	-35.02	-7.49
Fecha:24/06/10	NP-6	36.07	0.16	4.20	2.86	-15.00	-12.13	-28.32	-0.11	43.29	-51.55	-8.71

Fecha.	ID	Na	K	Ca	Mg	HCO3	Cl	SO4	NO3	∑Cationes	∑Aniones	%Error
		meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	
Fecha: 19/04/08	PZ-21	66.90	0.22	0.92	8.27	-17.39	-46.83	-24.15	-0.02	76.31	-88.39	-7.33

Fecha.	ID	Na	K	Ca	Mg	HCO3	Cl	SO4	NO3	∑Cationes	∑Aniones	%Error
		meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	
Fecha: 19/04/08	PZ-22	16.24	0.32	1.32	17.47	-7.60	-11.28	-11.24	-0.03	35.37	-30.15	7.96
Fecha:20/06/08	PZ-22	14.93	0.16	6.64	20.02	-4.80	-12.69	-17.91	-0.06	41.75	-35.46	8.16

Fecha.	ID	Na	K	Ca	Mg	HCO3	Cl	SO4	NO3	∑Cationes	∑Aniones	%Error
		meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	
Fecha: 19/04/08	RC	23.32	0.08	4.52	18.19	-6.60	-16.36	-19.99	-0.04	46.10	-42.99	3.49

Fecha.	ID	Na	K	Ca	Mg	HCO3	Cl	SO4	NO3	∑Cationes	∑Aniones	%Error
		meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	
Fecha: 19/04/08	AC	6.73	0.08	3.16	9.89	-3.79	-6.21	-5.83	-0.02	19.86	-15.84	11.26
Fecha:20/06/08	AC	8.73	0.11	3.72	9.69	-3.21	-6.49	-12.91	-0.03	22.26	-22.64	-0.85
Fecha:29/08/08	AC	11.61	0.25	4.20	5.63	-3.40	-10.72	-12.49	-0.11	21.68	-26.72	-10.40
Fecha:17/10/08	AC	8.10	0.16	3.76	4.46	-3.60	-7.33	-8.33	-0.03	16.48	-19.29	-7.85
Fecha:19/12/09	AC	6.62	0.13	2.80	4.90	-4.20	-4.80	-7.50	-0.02	14.44	-15.51	-3.55
Fecha:22/02/09	AC	9.61	0.10	4.40	3.99	-4.60	-5.36	-7.50	-0.02	18.10	-15.47	7.82
Fecha:24/04/10	AC	9.70	0.11	3.32	0.99	-3.40	-4.51	-7.08	-0.03	14.12	-12.02	8.01
Fecha:24/04/11	AC	16.51	0.18	3.28	1.97	-4.60	-12.69	-14.16	-0.10	21.94	-27.55	-11.33

REFERENCIAS

- Abdulaziz M., Al shaibani 2008 Hidrogeology and hydrochemistry of a shallow alluvial aquifer, western Saudi Arabia. *Hidrogeological Journal* 2008 16:155-165.
- Abir Marzougui, Adallah Ben Mammou, 2006 Impacts of the dumping site on the environments: Case of the Henchir El Yahoudia Site, Tunis, Tunisia. *C.R. Geosciences* 338(2006)1176-1183.
- Aguilar Q., Taboada P. A., Armijo C., Ojeda S., Aguilar X. (2009). Composición de los residuos sólidos domésticos en Vicente Guerrero, México, una comunidad rural. II Simposio Iberoamericano de ingeniería de Residuos. REDISA, 2009.
- Aluko, O. O., M. K. C. Sridhar, P. A. Oluwande, 2003. Characterization of leachates from a municipal solid waste landfill site in Ibadan, Nigeria. *J. Environ. Health Res.* 2(1):32-37
- Appelo. C.A.J., 1996 Geochemistry, groundwater and pollution. D. Postman. Rotterdam-etc: Balkema
- Ariel, 1970 Estudio hidrogeológico completo de los acuíferos del valle de Mexicali, B.C y mesa de San Luis, Son. Reporte interno CNA.
- Armijo C., Aguilar Q., Taboada P., Lozano G. y Buenrostro O. (2009). Comparación de la composición de residuos sólidos en una comunidad urbana y una rural de Baja California, México: retos para su manejo adecuado. II Simposio Iberoamericano de ingeniería de Residuos. REDISA, 2009.
- B. Petries., I, Cartwright 2006. The hydrogeology and hydrogeochemistry of the Barwon Downs Graben aquifer, southwestern Victoria, Australia. *Hydrogeology Journal* 2006 14:809-826
- Bernal, F.L (1994). La salinidad del río Colorado: Contaminación natural o intencional..?. Seminario sobre contaminación ambiental. Instituto mexicano de ingenieros químicos.
- CILA, 2010 Comisión Internacional de Límites y Aguas Entre México y los Estados Unidos Sección Mexicana. <http://www.sre.gob.mx/cila/>
- C.J. Becker, 2002 Hydrogeology and leachate plume delineation at a closed municipal landfill, Norman, Oklahoma. *Water- Investigations Resource Report* 01-4186 <http://ok.water.usgs.gov>
- Christensen, T. H., P. Kjeldsen, P. L. Bjerg, D.L. Jensen B. Christensen, A.H-J. Albrechtsen, G. Heron 2001 Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Appl. Geochemistry* 16:659-718.
- Dimitra Rapti-Caputo, Carmela Vaccaro, 2006. Geoquímica evidencias of leachate in groundwater. *Engineering geology* 85 (2006) 111-121.
- Diaz-Cabrera Penelope, 2001 Simulación numérica del acuífero superior del valle de Mexicali, Baja California, México. Resumen Tesis 2001.
- Emilio Custio/Manuel Llamas 1983 Ideología subterránea. Ediciones Omega, S.A. Planton 26-Barceló 1983.

E, Abad, M.A. Adrados, J Caixach, B. Fabrellas, J. Rivera, 2000. Dioxin mass balance in a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 40 (2000) 1143-1147.

Francisco Zamora-Arroyo, Steve Cornelius, 2005 Prioridades de conservación en el Delta del Río Colorado, México y Estados Unidos ISBN 968-817-726-1
Impreso y hecho en México

Giulliana Mondelini, Heraldo Luiz Giacheti, Maria Eugenia Gimenez Boscov, Vagner Roberto Elis, Jorge Hamada 2006 Geoenvironmental site investigation using different techniques in a municipal solid waste disposal site in Brazil. *Environ Geol* 2007 52:871-887

Granda Sanz A., Cambero J. C., 2005. Introducción al Método de la Tomografía Eléctrica. Art. RUDNIK INGENIEROS CONSULTORES.

Organización mundial de la Salud, 2008. Guías para la calidad del agua potable, tercera edición. Aspectos relativos a la aceptabilidad. Cap 10.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/es/index.html

H. Rosqvist, T. Dalin, A. Fourie, L. Rohrs, A. Bengtsson y M. Larsson 2003 Mapping of leachate plumes at two landfill sites in South Africa using geoelectrical imaging techniques. Italy. Environmental Sanitary Engineering Centre.

IM Peralta, BP Zamora, (2002) Contaminación Atmosférica producida por la quema de basura en las Pampas de Requena. www.uss.edu.pe/Articulo_Cientifico_Peralta_Zamora.pdf, Perú 2002.

INE 1997 Clima en el Valle de Mexicali online:

J. Rodier (2005), Análisis de las Aguas: aguas naturales, aguas residuales y aguas de mar. Ed. Omega pag. 803-860.

Jaime A. Reyes-Lopez, Jorge Ramirez-Hernandez, Octavio Lazaro-Mancilla, Concepcion Carreon-Diazconti, Miguel Martin Loeches-Garrido., 2008 Assessment of ground water contamination by landfill leachate: A case in Mexico. *Waste Management Volumen 28, Supplement 1, 2008* pag. s33-s39.

Jordá Bordehore, L., 2005. Técnicas Geofísicas de Reconocimiento del Subsuelo: Georadar y Tomografía Eléctrica. Art. RUDNIK INGENIEROS CONSULTORES.

Kumar Dinesh y Alappat Badu, 2003 Analysis of leachate contamination potential of a municipal landfill using leachate pollution index. *Workshop on Sustainable landfill management* pp 147-153.

Kevin Rafferty, 1999. Scaling in geothermal heat pump systems. Geo-heat center, Oregon Institute of Technology.

López Hidalgo A., Heng Loke M., Fanton G., Cara R., (2002). Técnicas Prácticas Para Investigación de Resistividad en Dos y Tres Dimensiones.

Medina C, S., García C, O. R. 1997, Caracterización climatológica en el valle de Mexicali.

Montgomery, 2000 Estadística descriptiva.

N. Abu-Zeid, G. Bianchini, G. Santarato, C. Vaccaro, 2004 Geochemical characterization and geophysical mapping of landfill leachates: The Morozzo canal case study (NE Italy). *Environmental geology* (2004) 45:439-447.

Norma Oficial Mexicana NOM-0410SSA1-1993. Bienes y servicios. Agua purificada envasada. Especificaciones sanitarias.

Norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994, "salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".

P. Pinel-Raffaitin, M. Ponthieu, I. Le Hecho, D. Amorouroux, L. Mazeas, O.F.X. Donard and M. Pontin-Gautier, 2006 Evaluation of analytical strategies for the determination of metal concentrations to assess landfill leachate contamination. *Journal of Environmental Monitoring* 8:1069-1077

Plummer, L. N., Parkhurst, D. L. y Thorstenson, D. C. (1983). Development of reaction models for groundwater systems. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 47: 665-686

P. L. López, L. F. Arqué, I. Garces, G. Chong, V. Vallés y M. J. Gimeno (1996) Aplicación de la modelación geoquímica al estudio de pautas educativas en salmueras del Salar de Llamara (Chile). Aproximación método inverso. *Estudios Geol.*, 52 197-209.

Pérez-Flores, M. A, Gómez-Treviño, E. y Méndez, S., 2001. Imaging of low-frequency and DC electromagnetic fields using a simple linear approximation. *Geophysics* 66, 1067

Paredes, A. E. (1992). Las aguas subterráneas en el Distrito de Riego 014, río Colorado. Su estado actual. Comisión Nacional del Agua. Gerencia estatal de Baja California.

Ramírez Hernández, Jorge 1997. Tesis Doctoral : Estudio de las relaciones geohidrológicas del acuífero superior del valle de Mexicali con aguas geotérmicas superficiales. Universidad Autónoma de Alcalá.

Ramírez Hernández, Jorge, 2006. Una visión de la problemática ambiental de Mexicali y su valle/Mexicali Baja California: Universidad Autónoma de Baja California

R.J Slack, J.R. Gronow, N. Voulvoulis, 2005. Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. *Science of the total environment* 337 (2005) 119-137.

S.C. Rowat, 1999. Incinerador toxic emissions: a brief summary of human health effects with a note on regulatory control. *Medical Hypotheses* 52(5).389-396. Ontario, Canada.

S. Ojeda-Benítez, C. Armijo-de Vega, and M.E. Ramírez-Barreto (2000) The potential for recycling household waste: a case study from Mexicali, Mexico. *Environment and Urbanization*, 12: 163 - 173.

Secretaría del Protección al Medio Ambiente (SPA, <http://www.bajacalifornia.gob.mx>, <http://www.bajacalifornia.gob.mx/ecologia/nuestrot/edafologia.htm>2008.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) 1985. Protección al Ambiente-Contaminación del suelo – residuos sólidos municipales-selección de residuos sólidos. 1985 México, NOM-AA-022-1985.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales)1985. Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-muestreo-método de cuarteo. Secretaria de comercio y fomento industrial.1985 México, NOM-AA-015-1985.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección, diseño, construcción, operación y monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y manejo especial. Federación, 20 de octubre de 2004, México. SEMARNAT-083-2003.

Tredox, G., Cave, L. Engelbrech., 2004. Groundwater monitoring: Are we monitoring appropriate parameter. Water Institute of South Africa (WISA) Vol.30 No.5 online: www.wre.org.za

U.S.EPA 810/K-92-001 (Environmental Protection Agency) 1992. Secondary Drinking Water Regulations/<http://www.epa.gov/>

Silao-Romita, 1998. Estudio Geohidrologico.