UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS DE CAMINOS,
CANALES Y PUERTOS

“ESTUDIO DE LA MOVILIDAD QUE PRESENTA EL DIÉSEL EN UN
SUELO CONTAMINADO EMPLEANDO SURFACTANTES”

TESIS DOCTORAL

J. TRINIDAD ÁVILA SALAZAR
M. EN C. INGENIERÍA AMBIENTAL (IPN-MÉX)

MADRID 2016

DEPARTAMENTO INGENIERÍA CIVIL: HIDRÁULICA, ENERGÍA Y MEDIO AMBIENTE

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS DE CAMINOS,
CANALES Y PUERTOS**

**“ESTUDIO DE LA MOVILIDAD QUE PRESENTA EL DIÉSEL EN UN
SUELO CONTAMINADO EMPLEANDO SURFACTANTES”**

TESIS DOCTORAL

**J. TRINIDAD ÁVILA SALAZAR
M.EN C. INGENIERÍA AMBIENTAL (IPN-MÉX)**

TUTOR

**FRANCISCO JAVIER MARTÍN CARRASCO
DR. INGENIERO DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS**

MADRID 2016

A mí amada y querida esposa Olivia Martínez Pérez
y al mejor regalo que Dios ha dado a mí vida: Daniel Trinidad Ávila Martínez
David Ávila Martínez
Michiru Abigail Ávila Martínez

*No me ruegues que te deje y que me aparte
de ti; porque a dondequiera que tú vayas, yo
iré; y dondequiera que tú vivas, yo viviré. Tu
pueblo será mi pueblo, y tu Dios será mi Dios*

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN

ABSTRAC

SIGLAS Y ABREVIATURAS

ÍNDICE DE TABLAS

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 2. ESTADO DEL CONOCIMIENTO

CAPÍTULO 3. CASO DE ESTUDIO EX REFINERIA 18 DE MARZO

CAPÍTULO 4. ENSAYOS REALIZADOS Y PRESENTACIÓN DE RESULTADOS

CAPÍTULO 5. ANALISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES

CAPÍTULO 7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

CAPÍTULO 8. ANEJOS

ÍNDICE DE ANEJOS

ANEJO A

Determinación del pH del suelo medido en agua, cloruro de calcio (CaCl_2) y cloruro de potasio (KCl)

ANEJO B

Determinación de la densidad aparente del suelo

ANEJO C

Determinación de la densidad real del suelo

Anejo D

Determinación del contenido de humedad del suelo

Anejo E

Granulometría del suelo

Anejo F

Límites de consistencia en el suelo

Anejo G

Determinación de materia orgánica del suelo

Anejo H

Determinación de nitrógeno inorgánico del suelo

Anejo I

Determinación de la textura del suelo con hidrómetro

Anejo J

Determinación del porcentaje de saturación (PS)

Anejo K

Determinación de la conductividad eléctrica en el extracto de saturación con un conductímetro

Anejo L

Análisis para la clasificación de suelos. Determinación del color

Anejo M

Determinación de nitrógeno total en el suelo

Anejo N

Determinación de los carbonatos de calcio equivalentes por el método de neutralización ácida y por el procedimiento de Horton y Newson

Anejo Ñ

Determinación de la acidez extraíble

Anejo O

Determinación de la acidez y el aluminio intercambiable

Anejo P

Concentración de los hidrocarburos totales de petróleo (HTPs)

Anejo Q

Determinación de la tensión superficial de la solución del surfactante

RESUMEN

La contaminación de suelos con hidrocarburos de petróleo en México es un problema que se ha vuelto muy común en nuestros días, debido principalmente a derrames, así como a las actividades propias de la industria petrolera. Algunos suelos contaminados, principalmente en el sureste de México, contienen concentraciones de hidrocarburos hasta de 450,000 mg/kg. Por dichas razones, una de las preocupaciones de las autoridades ambientales es el desarrollo de tecnologías eficientes y económicamente factibles que permitan la eliminación de este tipo de contaminantes.

El saneamiento del sitio se puede lograr a través de diversos procedimientos, como son la aplicación de métodos físicos, químicos y biológicos (o combinaciones de ellas). La elección de un método depende de la naturaleza del contaminante, su estado físico, concentración, tipo de suelo, espacio físico disponible, tiempo destinado para su tratamiento, así como de los recursos económicos disponibles. Previa a la aplicación de la tecnología es necesario la realización de un diagnóstico de la contaminación del suelo, con el fin de conocer el tipo, concentración y distribución de los contaminantes presentes, así como el volumen de suelo a tratar, las condiciones climáticas de la zona, y características físicas del lugar (vías de acceso y servicios, entre otros).

En la presente tesis, el empleo de surfactantes, se ha propuesto como una técnica para incrementar la movilidad de contaminantes orgánicos hidrofóbicos (HOCs) como hidrocarburos totales del petróleo (HTPs), bifenilos policlorados (PCBs), Benceno, Tolueno, Xilenos, explosivos, clorofenoles, pesticidas, entre otros, y así facilitar su degradación. Los surfactantes debido a que reducen la tensión superficial del agua, son moléculas formadas por grupos polares hidrofílicos y largas cadenas carbonadas hidrofóbicas. Sus grupos polares forman puentes hidrógeno con las moléculas de agua, mientras que las cadenas carbonadas se asocian a los hidrocarburos debido a interacciones hidrofóbicas que estos presentan. En soluciones acuosas, los surfactantes forman estructuras esféricas organizadas llamadas micelas.

La solubilización de los contaminantes se lleva a cabo solamente cuando se forma la fase micelar, la cual se obtiene cuando la concentración del surfactante es superior a la concentración micelar crítica (CMC), es decir, arriba de la concentración de la cual el monómero se comienza a auto-agregar. La eficiencia de desorción de diésel por un surfactante depende de su naturaleza, de la dosis empleada, de la hidrofobicidad del contaminante, de la interacción surfactante-suelo y del tiempo de contacto surfactante-suelo. Sin embargo, la mejor eficiencia de desorción no está siempre relacionada con la mejor eficiencia de movilidad o solubilidad, debido principalmente a que el empleo de una alta concentración de surfactante puede inhibir la movilización. De acuerdo con información proporcionada por la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA), a la fecha no se ha llevado a cabo en México ninguna restauración de sitios específicamente contaminados con diésel, la técnica de lavado de suelos.

Por lo anterior existe la necesidad de emplear la técnica de lavado de suelos *ex situ*. Específicamente en el suelo extraído de la ex refinería 18 de marzo ubicada en el Distrito Federal México y empleando una solución de surfactantes con agua desionizada, la cual consiste ponerlos en contacto con el suelo contaminado con diésel por medio de columnas de lavado cilíndricas, para lograr la remoción del contaminante. Se emplearon como surfactantes el lauril sulfato de sodio, lauril éter sulfato de sodio y Glucopon AV-100 a diferentes concentraciones de 0.5 a 4.0 [g/L], lográndose obtener una eficiencia del 80 % con este último surfactante.

El lavado de suelos contaminados con diésel empleado surfactantes, es una tecnología que requiere que se profundice en el estudio de algunas variables como son el tipo de surfactante, concentración, tiempo de lavado, fenómenos de difusión, desorción, propiedades termodinámicas, entre otros. Los cuales determinarán el éxito o fracaso de la técnica empleada.

ABSTRACT

Nowadays, soil pollution with oil in Mexico is a very common issue due mainly to both oil spill and oil activities. For example, mainly in the southeast area of Mexico, polluted soil contains high concentrations of hydrocarbons, up to 450,000 mg/kg. For these reasons, environmental authorities have the concern in developing economically feasible and efficient technology that allow the elimination of these type of contaminants.

The sanitation in sites can be achieved through several procedures such as physical, chemical and biological methods (or a combination among them). The choice of a method depends on the nature and physical state of the contaminant, the concentration, type of soil, physical space available, time consumption and financial resources. Before any technological application, a diagnostic of the polluted soil is necessary in order to know the type, concentration and distribution of contaminants as well as the soil volume, climatic conditions and physical features of the place (access routes and services, among others).

In this thesis, surfactants has been proposed as a technique to increase the mobility of hydrophobic-organic contaminants (HOCs), e.g. total hydrocarbons of petroleum, polychlorinated biphenyls, benzene, toluene, xylenes, explosives, chlorophenols, pesticides, among others, and, hence, to facilitate degradation. Since surfactants reduce the water surface tension, they are molecules comprised of hydrophilic polar groups and long-hydrophobic carbon chains. Surfactant's polar groups form hydrogen bonding with water molecules while carbon chains, i.e. hydrocarbon chains, have hydrophobic interactios. In aqueous solutions, surfactants form self-organised spherical structures called micelles.

The solubilisation of contaminants is carried out only when the micellar phase is formed. This is obtained when the surfactant concentration is higher than the critical micelle concentration (CMC), i.e. above the concentration where the surfactant monomer begins to self-aggregate. The diesel efficiency desorption by surfactants depends on their nature, the dose use, the contaminant hydrophobicity, the surfactant-soil interaction and the contact time with surfactant soil. However, the best desorption is not always related with the best either mobility or solubility efficiency since high concentration of surfactant can inhibit mobilisation. According to information of the Federal Bureau of Environmental Protection (PROFEPA), up today, there is not any restauration of diesel-polluted sites using the washing-soil technique.

Due to the above, there exist the necessity of employing the waching-soil technique ex situ. More specifically, a sample soil from the oil-refinery of "18 de marzo" in Mexico city was extracted and a surfactant solution with deionised water was put in contact with the diesel contaminated soil by means of cylindrical waching columns in order to remove the contaminant. The surfactants employed in this work were sodium lauryl sulfate, sodium lauryl

ether sulfate and GlucoPON AV-100 at different concentrations of 0.5 to 4 [g/L], obtaining a efficiency of 80 % with this last surfactant.

The washing of diesel-polluted soil using surfactants is a technology which requires a deeper study of some variables such as the type of surfactant, concentration, washing time, difusión phenomena, desorption, thermodynamic properties, among others. These parameters determine the succes or failure of the employed technique.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar agradezco al D. Francisco Javier Martín Carrasco, director de esta Tesis Doctoral, por haberme mostrado en todo momento una gran confianza y amistad en su dirección, y una enorme comprensión en los momentos más difíciles y su apoyo incondicional.

Al D. Luis Garrote de Marcos, al D. Francisco Laguna Pañuelas y al D. Juan Manuel Rogel Quezada por atender amablemente y dar sus comentarios oportunos para la corrección de esta tesis y confiar en este programa de Doctorado Conjunto en Ingeniería Civil con Especialidad en Hidráulica y darme la oportunidad de ser parte de este proyecto entre el Instituto Politécnico Nacional (IPN), México y la Universidad Politécnica de Madrid (UPM), España.

Agradezco al Instituto Politécnico Nacional, por confiar en mi compromiso de culminar esta Tesis.

A mis compañeros por escucharme y sobre todo por su apoyo, mi sincero agradecimiento.

MUCHAS GRACIAS.

SIGLAS Y ABREVIATURAS

A	Área sección transversal.
ACGIH	Conferencia Gubernamental Americana de Higienistas Industriales.
ASTM	Sociedad Americana de Pruebas y Materiales.
ANSI	Instituto Nacional Americano de Estándares.
BPC	Bifenilos policlorados.
C	Símbolo del elemento carbono .
CCT	Concentración de Corto Tiempo (STEL por sus siglas en inglés). Concentración aceptable en ambiente laboral para una exposición de corto plazo que no deberá exceder los 15 minutos continuos, hasta un total de 4 exposiciones en una jornada de 8 hrs. y con lapsos de cuando menos 1 hora entre dos exposiciones sucesivas.
cm	Centímetro.
cm ³	Centímetro cúbico.
CMC	Concentración Micelar Crítica.
°C	Grados centígrados.
COS	Compuestos Orgánicos Semivolátiles.
COV	Compuestos Orgánicos Volátiles.
cP	Centipoise.
CPT	(TWA por sus siglas en inglés) Concentración Ponderada en el Tiempo. Concentración de un contaminante en el ambiente laboral correspondiente a la concentración promedio de exposición en un turno de 8 horas.
DNAPL	Fase líquida densa no acuosa (por sus siglas en inglés).
EPA	Asociación de Protección Ambiental (por sus siglas en inglés).
F	Fuerza neta para desplazar el glóbulo.
g	Constante de la aceleración de la gravedad.
g c	Factor de conversión de la ley de Newton.
GPM	Galones por minuto.
gr	Gramos.
H	Símbolo del elemento Hidrógeno.
HAP	Hidrocarburos aromáticos policíclicos.
H ₂ O	Agua.
HOCS	Contaminantes Orgánicos Hidrofóbicos.
HPA	Hidrocarburos poliaromáticos .
HPLC	Cromatógrafo de líquidos de alta resolución (por sus siglas en Inglés).
HTPs	Hidrocarburos Totales de Petróleo.
IPVS	Inmediatamente Peligroso para la Vida y la Salud (IDHL por sus siglas en inglés). Corresponde a la concentración de un material tóxico en aire al que puede exponerse un adulto sano por 30 minutos sin presentar ningún efecto en su salud. Los valores han sido establecidos por el Instituto de Salud y Seguridad Ocupacional de los Estados Unidos (NIOSH).
K	Permeabilidad intrínseca del medio.
Kgf	Kilogramos fuerza.
K _H	Permeabilidad hidráulica.
K _{rw}	Coeficiente de partición.
K _m	Permeabilidad relativa de la solución acuosa.

K_{eff}	Permeabilidad efectiva.
L	Litro.
l	Dirección l.
$\hat{l}$	Vector unitario dirección l.
Lb	Libra Peso del material.
LC ₅₀	Concentración Letal 50, corresponde a la dosis, generalmente en mg de un material tóxico, por inhalación, en un m ³ de aire, que provoca deceso del 50% de los animales de laboratorio sometidos a ella.
LD ₅₀	Dosis Letal 50, corresponde a la dosis, generalmente en mg/Kg de peso corporal de un material tóxico, por ingestión o contacto dérmico, que provoca deceso del 50% de los animales de laboratorio sometidos a ella.
mg	Miligramos.
min	Minutos.
mm	Milímetros.
NAPL	Fase líquida no acuosa (por sus siglas en inglés).
NOM	Norma Oficial Mexicana, cuyo cumplimiento es de carácter obligatorio
OSHA	Occupational Safety and Health Administration. Administración para la Seguridad y Salud Ocupacional de los Estados Unidos de Norteamérica.
P	Presión.
PEL	Límites de Exposición Permisibles. Máxima concentración de contaminante en el aire al que un trabajador se puede exponer de forma repetida sin desarrollar efectos adversos.
PCBs	Bifenilos Policlorados.
pH	Potencial hidrógeno.
PROFEPA	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente.
PSI	Presión en pulgadas cuadradas (por sus siglas en inglés).
PVC	Policloruro de vinilo.
Q	Gasto volumétrico.
r	Radio del Tubo Metálico.
R _H	Radio hidráulico.
SCT	Secretaría de Comunicaciones y Transportes.
seg	Segundos.
SEMARNAP	Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.
SSA	Secretaría de Salud.
STPS	Secretaría del Trabajo y Previsión Social.
TC _{Lo}	Concentración Tóxica Baja.- La concentración más baja de una sustancia en el aire a la cual han sido expuestos los animales o el hombre, por un período determinado de tiempo, y que ha producido cualquier tipo de efecto tóxico en los humanos o que produce efectos reproductivos o tumores en animales o humanos.
TD _{Lo}	Dosis Tóxica Baja. La dosis más baja de una sustancia introducida por cualquier vía distinta a la inhalación, por un periodo determinado de tiempo, para la cual se reporta cualquier tipo de efecto tóxico en los humanos o que produce efectos reproductivos o tumores en animales o humanos.

TLm	Límite de Tolerancia Media.- Concentración de un material tóxico en la cual el 50% de los organismos de prueba, usualmente. organismos acuáticos.
V	Volumen de la probeta.
Vr	Volumen real.

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 2.1 Principales componentes de los dos tipos de gasolina.	16
Tabla 2.2 Propiedades físico - químicas de los dos tipos de gasolina.	16
Tabla 2.3 Principales componentes del diésel.	19
Tabla 2.4 Propiedades fisicoquímicas del diésel.	19
Tabla 2.5 Los 16 HAPs seleccionados por la Agencia Federal para la Protección del Medio Ambiente (EPA) de los Estados Unidos.	20
Tabla 2.6 Límites máximos permisibles para fracciones de hidrocarburos en suelo.	25
Tabla 2.7 Límites máximos permisibles para hidrocarburos específicos en suelo.	25
Tabla 2.8 Normas Oficiales Mexicanas en Materia de Salud y Seguridad Ocupacional. Aplicables al Manejo del diésel.	27
Tabla 2.9 Normas Oficiales Mexicanas Aplicables al Transporte de diésel.	29
Tabla 2.10 Normas Oficiales Mexicanas en Materia Sanitaria Aplicables al diésel.	30
Tabla 2.11 Ventajas y desventajas de las tecnologías de remediación <i>in situ</i> y <i>ex situ</i> .	36
Tabla 2.12 Tipos de fitorremediación y metales absorbidos.	37
Tabla 2.13 Principales ventajas y desventajas de la electrocinética.	45
Tabla 2.14 Ventajas y desventajas de las tecnologías de remediación, clasificadas de acuerdo al tipo de tratamiento.	54
Tabla 2.15 Principales ventajas y desventajas del lavado de suelo.	61
Tabla 2.16 Comparación de las propiedades de los surfactantes (químicos y biológicos) de acuerdo al tipo.	64
Tabla 3.1 Precipitación mensual y anual promedio.	75
Tabla 3.2 Fuentes de suministro de agua en la Ciudad de México Distribuciones promedio para octubre de 1999.	80
Tabla 3.3 Extracción de agua del acuífero del Valle de México.	82
Tabla 3.4 Escala de clasificación de la calidad del agua, conforme a la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅).	89
Tabla 3.5 Escala de clasificación de la calidad del agua, conforme a la Demanda Química de Oxígeno (DQO).	89
Tabla 3.6 Ocurrencia de las capas y su función geohidrológica en orden descendente.	92
Tabla 4.1 Clasificación del suelo con respecto al pH.	99
Tabla 4.2 Datos experimentales para la determinación de densidad aparente mediante el método de la parafina.	101
Tabla 4.3 Calibración de matraz aforado.	103
Tabla 4.4 Granulometría del suelo.	105
Tabla 4.5 Resultados obtenidos del límite de consistencia.	106
Tabla 4.6 Datos experimentales para límite plástico.	106

Tabla 4.7	Clasificación de concentración de materia orgánica.	109
Tabla 4.8	Interpretación de nitrógeno orgánico.	111
Tabla 4.9	Interpretación de la conductividad eléctrica.	115
Tabla 4.10	Cantidad de nitrógeno total.	118
Tabla 4.11	Interpretación de %CaCO ₃ .	120
Tabla 4.12	Características técnicas del PVC.	129
Tabla 4.13	% Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento LESS 0.5 g/L.	134
Tabla 4.14	Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado LESS 0.5 g/L.	135
Tabla 4.15	Volumen obtenido en función del tiempo LESS 0.5 g/L.	135
Tabla 4.16	% Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante LESS 0.5 g/L.	135
Tabla 4.17	Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante LESS 0.5 g/L.	136
Tabla 4.18	Calculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado LESS 0.5 g/L.	136
Tabla 4.19	% Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento LESS 1.0 g/L.	136
Tabla 4.20	Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado LESS 1.0 g/L.	136
Tabla 4.21	Volumen obtenido en función del tiempo LESS 1.0 g/L.	137
Tabla 4.22	% Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante LESS 1.0 g/L.	137
Tabla 4.23	Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante LESS 1.0 g/L.	137
Tabla 4.24	Calculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado LESS 1.0 g/L.	138
Tabla 4.25	% Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento LESS 2.0 g/L.	138
Tabla 4.26	Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado LESS 2.0 g/L.	138
Tabla 4.27	Volumen obtenido en función del tiempo LESS 2.0 g/L.	138
Tabla 4.28	% Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante LESS 2.0 g/L.	139
Tabla 4.29	Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante LESS 2.0 g/L.	139
Tabla 4.30	Calculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado LESS 2.0 g/L.	139
Tabla 4.31	% Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento LESS 4.0 g/L.	139
Tabla 4.32	Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado LESS 4.0 g/L.	140
Tabla 4.33	Volumen obtenido en función del tiempo LESS 4.0 g/L.	140
Tabla 4.34	% Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante LESS 4.0 g/L.	141
Tabla 4.35	Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante LESS 4.0 g/L.	141

Tabla 4.36	Calculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado LESS 4.0 g/L.	141
Tabla 4.37	% Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento LSS 0.5 g/L.	142
Tabla 4.38	Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado LSS 0.5 g/L.	142
Tabla 4.39	Volumen obtenido en función del tiempo LSS 0.5 g/L.	142
Tabla 4.40	% Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante LSS 0.5 g/L.	143
Tabla 4.41	Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante LSS 0.5 g/L.	143
Tabla 4.42	Calculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado LSS 0.5 g/L.	143
Tabla 4.43	% Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento LSS 1.0 g/L.	143
Tabla 4.44	Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado LSS 1.0 g/L.	143
Tabla 4.45	Volumen obtenido en función del tiempo LSS 1.0 g/L.	144
Tabla 4.46	% Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante LSS 1.0 g/L.	144
Tabla 4.47	Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante LSS 1.0 g/L.	144
Tabla 4.48	Calculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado LSS 1.0 g/L.	145
Tabla 4.49	% Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento LSS 2.0 g/L.	145
Tabla 4.50	Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado LSS 2.0 g/L.	145
Tabla 4.51	Volumen obtenido en función del tiempo LSS 2.0 g/L.	145
Tabla 4.52	% Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante LSS 2.0 g/L.	146
Tabla 4.53	Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante LSS 2.0 g/L.	146
Tabla 4.54	Calculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado LSS 2.0 g/L.	146
Tabla 4.55	% Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento LSS 4.0 g/L.	147
Tabla 4.56	Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado LSS 4.0 g/L.	147
Tabla 4.57	Volumen obtenido en función del tiempo LSS 4.0 g/L.	147
Tabla 4.58	% Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante LSS 4.0 g/L.	148
Tabla 4.59	Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante LSS 4.0 g/L.	148
Tabla 4.60	Calculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado LSS 4.0 g/L.	148
Tabla 4.61	% Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento Glucopon AV-100 0.5 g/L.	149

Tabla 4.62	Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado Glucopon AV-100 0.5 g/L.	149
Tabla 4.63	Volumen obtenido en función del tiempo Glucopon AV-100 0.5 g/L.	150
Tabla 4.64	% Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante Glucopon AV-100 0.5 g/L.	150
Tabla 4.65	Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante Glucopon AV-100 0.5 g/L.	151
Tabla 4.66	Calculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado Glucopon AV-100 0.5 g/L.	151
Tabla 4.67	% Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento Glucopon AV-100 1.0 g/L.	151
Tabla 4.68	Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado Glucopon AV-100 1.0 g/L.	151
Tabla 4.69	Volumen obtenido en función del tiempo Glucopon AV-100 1.0 g/L.	152
Tabla 4.70	% Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante Glucopon AV-100 1.0 g/L.	152
Tabla 4.71	Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante Glucopon AV-100 1.0 g/L.	152
Tabla 4.72	Calculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado Glucopon AV-100 1.0 g/L.	153
Tabla 4.73	% Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento Glucopon AV-100 2.0 g/L.	153
Tabla 4.74	Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado Glucopon AV-100 2.0 g/L.	153
Tabla 4.75	Volumen obtenido en función del tiempo Glucopon AV-100 2.0 g/L.	153
Tabla 4.76	% Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante Glucopon AV-100 2.0 g/L.	154
Tabla 4.77	Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante Glucopon AV-100 2.0 g/L.	154
Tabla 4.78	Calculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado Glucopon AV-100 2.0 g/L.	154
Tabla 4.79	% Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento Glucopon AV-100 4.0 g/L.	154
Tabla 4.80	Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado Glucopon AV-100 4.0 g/L.	155
Tabla 4.81	Volumen obtenido en función del tiempo Glucopon AV-100 4.0 g/L.	155
Tabla 4.82	% Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante Glucopon AV-100 4.0 g/L.	156
Tabla 4.83	Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante Glucopon AV-100 4.0 g/L.	156
Tabla 4.84	Calculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado Glucopon AV-100 4.0 g/L.	156
Tabla 4.85	Determinación de la concentración micelar critica del Glucopon AV- 100.	158

Tabla 4.86	Concentraciones Utilizadas en los Viales para determinar las Fases de Winsor.	160
Tabla 4.87	Concentración del surfactante Glucopon A-V 100 a utilizarse en la Experimentación.	161
Tabla 4.88	Valores obtenidos de K_H y K .	167
Tabla 4.89	Valores obtenidos de K_{eff} y K_w .	167
Tabla 4.90	Valores del flujo obtenido y el gradiente de presión.	168
Tabla 4.91	Valores obtenidos de N_{Ca} , N_B , y N_T .	168
Tabla 5.1	Caracterización fisicoquímica básica del diésel.	170
Tabla 5.2	Comparativa de valores pH en agua y dos soluciones.	175
Tabla 5.3	Granulometría del suelo.	176
Tabla 5.4	Porcentaje global de suelo.	176
Tabla 5.5	Textura del suelo.	177
Tabla 5.6	Remoción de HTPs del suelo empleando Lauril sulfato de sodio.	182
Tabla 5.7	Remoción de HTPs del suelo empleando Lauril Éter sulfato de sodio.	183
Tabla 5.8	Remoción de HTPs del suelo empleando Glucopon AV-100.	183

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1.1	Fraccionadora de Aromáticos del Complejo Petroquímico La Cangrejera de PEMEX.
Figura 1.2a	Vista Posterior del autotanque.
Figura 1.2b	Vista Lateral del autotanque.
Figura 1.3	Autotanque Especificación SCT 306 para transporte de diésel.
Figura 2.1	Cromatograma de diésel.
Figura 2.2	Diagrama de algunos procesos importantes que influyen en el destino y transporte de un contaminante durante su filtración.
Figura 2.3	Tratamiento de un suelo contaminado <i>in situ</i> .
Figura 2.4	Tratamiento de un suelo contaminado <i>ex situ</i> .
Figura 2.5	Partes de la planta para remover determinados metales.
Figura 2.6	Bioventeo de los contaminantes volátiles.
Figura 2.7	Bioestimulación.
Figura 2.8	Biolabranza.
Figura 2.9	Representación esquemática de un sistema de biopilas estáticas.
Figura 2.10	Esquema del proceso de electrodescontaminación.
Figura 2.11	Esquema del proceso de lavado de suelos.
Figura 2.12	Esquema del proceso de extracción.
Figura 2.13	Extracción de vapores.
Figura 2.14	Esquema del proceso de inyección de lechada de cemento bajo una mancha de contaminación.
Figura 2.15	Esquema de la oxidación química.
Figura 2.16	Esquema de tratamiento térmico.
Figura 2.17	Esquema básico del proceso de vitrificación.
Figura 2.18	Sorción del surfactante en el suelo.
Figura 2.19	Esquema de la tecnología del lavado del suelo <i>ex situ</i> .
Figura 2.20	Tensoactivo aniónico.
Figura 2.21	Estructura del Laurato de sorbitán (surfactante no iónico).
Figura 2.22	Estructura del p-N-alkil-amino-ácido propiónico.
Figura 2.23	Esquema de una micela.
Figura 2.24	Concentración micelar crítica (CMC).
Figura 2.25	Modelos de estructura para micelas.
Figura 2.26	Micelas esféricas.
Figura 2.27	Estructura interna de la micela.
Figura 2.28	Microfotografía de emulsión O/W.
Figura 2.29	Efecto de la sal en la concentración micelar crítica (CMC).
Figura 2.30	Efecto de la concentración del alcohol en la concentración micelar crítica.
Figura 3.1	Cartografía de la Delegación con sus colonias.

Figura 3.2	Distribución de la lluvia media mensual en el Distrito Federal.	75
Figura 3.3	Interpretación del sistema de flujo del agua subterránea.	77
Figura 3.4	Estratigrafía esquemática de la porción sur de la Cuenca de México.	77
Figura 3.5	Litología del Distrito Federal.	82
Figura 3.6	Plano Litológico a 1.0 m de Profundidad.	84
Figura 3.7	Plano litológico a 2 m de profundidad.	85
Figura 3.8	Plano Litológico a 3 m de profundidad.	85
Figura 3.9	Plano Litológico a 4.0 m de profundidad.	86
Figura 3.10	Litología de la zona de estudio.	86
Figura 3.11	Tipos de Acuíferos en el Distrito Federal.	87
Figura 3.12	Mantos acuíferos en la zona de estudio.	88
Figura 3.13	Nivel piezométrico del acuífero en el sitio de estudio.	95
Figura 3.14	Mapa de Vulnerabilidad.	96
Figura 4.1	Gráfica de calibración del matraz de aforo.	103
Figura 4.2	Gráfica para la determinación del índice de plasticidad.	107
Figura 4.3	Equipo Soxhlet.	125
Figura 4.4	Columna con tubo interior.	131
Figura 4.5	Diagrama 3D del equipo vista superior.	132
Figura 4.6	Diagrama 3D del equipo vista frontal.	132
Figura 4.7	Diagrama 3D del equipo vista superior de las columnas.	132
Figura 4.8	Diagrama 3D de las columnas.	133
Figura 4.9	Diagrama 3D de la parte inferior de las columnas.	133
Figura 4.10	Suelo en la columna.	134
Figura 4.11	Columna.	134
Figura 4.12	Determinación de HTPs.	134
Figura 4.13	Comportamiento del flujo de la solución de LESS 0.5 [g/L].	135
Figura 4.14	Comportamiento del flujo de la solución de LESS 1.0 [g/L].	137
Figura 4.15	Comportamiento del flujo de la solución de LESS 2.0 [g/L].	139
Figura 4.16	Comportamiento del flujo de la solución de LESS 4.0 [g/L].	140
Figura 4.17	Comportamiento del flujo de la solución de LSS 0.5 [g/L].	142
Figura 4.18	Comportamiento del flujo de la solución de LSS 1.0 [g/L].	144
Figura 4.19	Comportamiento del flujo de la solución de LSS 2.0 [g/L].	146
Figura 4.20	Comportamiento del flujo de la solución de LSS 4.0 [g/L].	148
Figura 4.21	Comportamiento del flujo de la solución de GlucoPON AV-100 0.5 [g/L].	150
Figura 4.22	Comportamiento del flujo de la solución de GlucoPON AV-100 1.0 [g/L].	152

Figura 4.23	Comportamiento del flujo de la solución de Glucopon A-V 100 2.0 [g/L].	154
Figura 4.24	Comportamiento del flujo de la solución de Glucopon A-V 100 4.0 [g/L].	155
Figura 4.25	Esquema del equipo usado en la experimentación.	157
Figura 4.26	Fotografía del equipo usado en la experimentación.	157
Figura 4.27	Determinación de la tensión superficial del Glucopon A-V 100.	159
Figura 4.28	Vial No.1 (0.5 gr/L) Winsor Tipo III.	160
Figura 4.29	Vial No. 2 (1.0 gr/L) Winsor Tipo III.	160
Figura 4.30	Vial No. 3 (2.0 gr/L) Winsor Tipo III.	160
Figura 4.31	Vial No. 4 (4.0 gr/L) Winsor Tipo II.	160
Figura 4.32	Concentración del surfactante Glucopon AV-110.	161
Figura 4.33	Diagrama Esquemático del Modelo de Poro Atrapado y su correspondiente Sistema de Coordenadas.	162
Figura 5.1	Partículas del suelo contaminado con diésel.	170
Figura 5.2	Partes de un surfactante.	171
Figura 5.3	Acción del surfactante en el agua.	172
Figura 5.4	Variación de la tensión superficial a 26 °C.	174
Figura 5.5	Solución de surfactante después de la CMC.	174
Figura 5.6	Triángulo de texturas.	177
Figura 5.7	Solución de lauril sulfato de sodio.	179
Figura 5.8	Solución de lauril éter sulfato de sodio.	180
Figura 5.9	Solución de Glucopon AV-100.	181

GLOSARIO

Actividad: Designa dentro de la geografía humana, las formas de participación en la producción de una ciudad o región. Dentro de la taxonomía de Colin Clark. Las actividades se clasifican en: “primarias” (agricultura, ganadería y pesca). “secundaria” (industrias) y “terciarias” (transportes, servicios, comercio, administración).

Acuífero: Cualquier formación geológica o conjunto de formaciones geológicas hidráulicamente conectadas entre sí, por las que circulan o se almacenan aguas del subsuelo que pueden ser extraídas para su explotación, uso o aprovechamiento y cuyos límites laterales y verticales se definen convencionalmente para fines de evaluación, manejo y administración de las aguas nacionales del subsuelo.

Adsorción: 1) Fenómeno de acumulación bidimensional de una sustancia en una superficie o interfase. Se diferencia de absorción, la cual corresponde a la transferencia de masa hacia el seno de una fase (tridimensional). 2) Se dice de la concentración superficial de surfactantes o sustancia adsorbida (unidad típica: mol/unidad de área).

Agua: Elemento formado por la combinación de un átomo de oxígeno y dos de hidrógeno, dispuestos en un ángulo de 105 grados, con el oxígeno en el vértice. Es un líquido inodoro e insípido, que en pequeña cantidad es incoloro, y verdoso en grandes masas; que refracta la luz, disuelve muchas sustancias, se solidifica por el frío, se evapora por el calor y, más o menos puro, forma la lluvia, los manantiales, los ríos y los mares.

Agua potable: Agua que puede beberse sin riesgos para la salud.

Aguas residuales: Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos público urbano, doméstico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, de las plantas de tratamiento y en general, de cualquier uso, así como la mezcla de ellas.

Aguas superficiales: Agua procedente de la lluvia, deshielos o nieve, que corre en la superficie de la tierra por los ríos y arroyos, y se dirige al mar.

Aguas subterráneas: Agua almacenada en el medio geológico que bajo la influencia de diferentes esfuerzos naturales y antropogénicos es posible inducir un carácter dinámico.

Ambiente: Es el conjunto de condiciones externas que influyen sobre el hombre y que emanan fundamentalmente de las relaciones sociales.

Anfifílicos: Moléculas que poseen un extremo hidrofílico o sea que es soluble en agua y otro hidrófobo o sea que rechaza el agua.

Atmósfera: Envoltura gaseosa que rodea a la tierra. Esta se divide en varias capas.

Autotanque: Vehículo cerrado, camión tanque, semirremolque o remolque tipo tanque, destinado al transporte de líquidos, gases licuados o sólidos en suspensión.

Basalto: Roca volcánica microcristalina. Generalmente de color negro o verde oscuro.

Biodegradación: Descomposición natural y no contaminante de una sustancia o producto por la acción de agentes biológicos.

Biodegradable: producto o sustancia que puede descomponerse en los elementos químicos que lo conforman, debido a la acción de agentes biológicos, como plantas, animales, microorganismos y hongos, bajo condiciones ambientales naturales.

Biodiversidad: La variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otros, los ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas.

Biolabranza: Tecnología de remediación en la que el suelo contaminado se coloca en una celda de tratamiento y se remueve para estimular la actividad microbológica y promover la biodegradación de los contaminantes.

Cadena Lineal: Cadena hidrocarbonada sin ramificación, es decir sin carbono terciario. Se aplica a olefinas, parafinas, alquilatos y otros compuestos. Se usa también el prefijo “n-” o normal.

Cadena Ramificada: Estructura hidrocarbunada con carbonos terciarios. Se aplica a olefinas, alquilatos etc. Se usa también el prefijo “iso-”.

Caudal: Cantidad de agua de un río que pasa por un punto dado de su curso. El caudal se mide en m³/segundo, en un período de tiempo determinado.

Cartografía: Es la ciencia que trata de los mapas y de su realización. Es el arte de trazar cartas geográficas.

Capacidad de campo: Cantidad de agua que puede retener el suelo después de escurrir el agua gravitacional.

Capacidad de infiltración: Es el flujo de agua máxima que puede absorber un suelo a través de su superficie cuando esta se mantiene en contacto con el agua a presión atmosférica.

Capacidad de retención: Cantidad máxima de agua capilar retenida por un suelo.

Carcinogénico: Capaz de inducir el cáncer.

Carcinógeno: Material que causa cáncer en los humanos o que, dado que lo causa en los animales, se considera que puede causarlo también en los humanos.

Cenozoica: Vida nueva o reciente. Era geológica donde se produjo el último plegamiento (Andino y Alpino), dando origen a las grandes cordilleras del planeta.

Cimentación: Conjunto de elementos estructurales cuya misión es transmitir las cargas de la edificación o elementos apoyados a este al suelo distribuyéndolas de forma que no superen su presión admisible ni produzcan cargas zonales.

Ciudad: Aglomeración urbana con un mayor grado de desarrollo que el pueblo o aldea.

Clima: Conjunto de fenómenos meteorológicos, que se dan en la atmósfera e influyen en un determinado lugar de la superficie terrestre durante un largo espacio de tiempo.

Coeficiente de Partición: Es la relación de la solubilidad en el agua de un químico con respecto a su solubilidad en aceite. Empleado para indicar qué tan fácil puede el cuerpo humano absorber o almacenar un material.

Combustible: De acuerdo con la NFPA y el DOT aquel que tiene un flash point o punto de inflamación mayor de 38°C.

Compatibilidad: Se entiende por compatibilidad la factibilidad de transportar juntas distintas sustancias materiales o residuos peligrosos sin que exista la probabilidad de reacción.

Composteo: proceso biológico mediante el cual es posible convertir residuos orgánicos en materia orgánica estable (composta madura), gracias a la acción de diversos microorganismos.

Compresibilidad: propiedad de la materia a la cual se debe que todos los cuerpos disminuyan de volumen al someterlos a una presión o compresión determinada manteniendo constantes otros parámetros.

Concentración Micelar Crítica (CMC): 1) Concentración mínima para que el surfactante forme agregados llamados “micelas”, los cuales son responsables de las propiedades de solubilización y de detergencia.

Contaminación: Alteración de un hábitat por incorporación de sustancias extrañas capaces de hacerlo menos favorable para los seres vivos que lo habitan. La presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o cualquier

combinación de ellos que perjudique o resulte nocivo a la vida, la salud y el bienestar humano, la flora y la fauna, o degraden la calidad del aire, del agua, del suelo o de los bienes y recursos en general.

Contaminante.- Toda materia o energía en cualesquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento natural, altere o modifique su composición y condición natural.

Conurbación: Fusión de dos o más centros urbanos por efecto del crecimiento urbano. Conjunto geográfico - espacial de dos o más áreas urbanas, ciudades o pueblos, que han llegado a formar una sola mancha o extensión urbana.

Coordenadas geográficas: Es una red de líneas que indican los paralelos y meridianos correspondientes espaciados a intervalos establecidos de longitud y latitud indicando sus valores en grados, minutos y segundos.

Cota: Número que en las cartas topográficas indica la altura de un punto determinado sobre el nivel del mar.

Cretácico: El cretácico o cretáceo fue un período geológico que constituyó una de las mayores divisiones de la escala del tiempo geológico, abarcando desde el fin del periodo Jurásico, hace 146 millones de años (Ma) hasta el inicio de la época del Paleoceno del periodo Terciario (65 Ma). El fin del Cretácico también define límites entre las eras Mesozoica y Cenozoica.

Cribado: Método de separación de elementos de diferente tamaño por medio de barreras con orificios o cribas que permiten el paso de los más pequeños y retienen a los mayores.

Criterios Ecológicos: Los lineamientos obligatorios contenidos en la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, para orientar las acciones de preservación y restauración del equilibrio ecológico, el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales y la protección al ambiente, que tendrán el carácter de instrumentos de la política ambiental.

Cromatografía: Método de análisis que permite la separación de gases o líquidos de una mezcla por adsorción selectiva, produciendo manchas diferentemente coloreadas en el medio adsorbente; está basado en la diferente velocidad con la que se mueve cada fluido a través de una sustancia porosa.

Cuaternario: Período geológico más reciente. Enmarcado dentro de la era geológica Cenozoica.

Cuenca hidrográfica: Área de influencia de un río. Espacio por donde corre un río.

Curvas de nivel: Es la representación gráfica de la intersección de un plano con la superficie terrestre.

Degradación: Proceso de descomposición de la materia, por medios físicos, químicos o biológicos.

Densidad: Es el cociente de la masa de un elemento o compuesto entre el volumen que ocupa dicha masa.

Densidad Relativa: Es el cociente de la densidad de un elemento o compuesto entre la densidad de otra sustancia utilizada como referencia. También se conoce como peso específico. Para líquidos la sustancia de referencia más común es el agua, mientras que para gases y vapores se utiliza el aire.

Densidad de Vapor: El peso de un vapor o gas puro comparado con un volumen igual de aire a la misma temperatura y presión. Los materiales más ligeros que el aire tienen densidades de vapor menores a uno. Por el contrario los materiales más pesados que el aire tienen densidades de vapor superiores a uno. Todos los vapores y gases se mezclan con el aire, pero los materiales más ligeros tienden a elevarse y disiparse (a menos que estén confinados). Los vapores y gases pesados probablemente se concentrarán en lugares bajos o encerrados (sobre o por debajo de pisos, alcantarillas, sótanos, trincheras, diques, etc.) y pueden representar un riesgo para la salud o un riesgo de incendio o explosión.

Descontaminación: Proceso de remoción de sustancias peligrosas por medios mecánicos o químicos y por vía húmeda o seca, a fin de evitar daños a la salud humana o los ecosistemas.

Densidad de población: Cantidad de habitantes en una superficie determinada. Generalmente se obtiene por km².

Depresión: Cavidad del terreno, cualquiera que fuere su extensión. Puede ser absoluta, cuando se halla bajo el nivel del mar, o relativa respecto al relieve positivo circundante.

Depresión atmosférica: Centro de baja presión. También se denomina Ciclón.

Derrame: Salida de un líquido o una sustancia formada por partículas del recipiente que lo contiene.

Derrubio: Fragmentos de roca.

Desertificación: Acción de degradar el ecosistema transformándolo en un desierto, provocada por la actividad de los seres humanos.

Desorción: Fenómeno inverso de la Adsorción.

Detergente: Conjunto de sustancias usadas para remover el sucio de ropa, metales etc. Contiene en general uno o varios surfactantes y otros productos: mejorados, suavizadores, blanqueadores, agentes antideposición, secuestrantes, perfumes, colorantes, enzimas, hidrótropos, sales inorgánicos.

Destilación: Operación de separar las distintas sustancias que componen una mezcla líquida mediante vaporización y condensación selectivas. Dichas sustancias, que pueden ser componentes líquidos, sólidos disueltos en líquidos o gases licuados, se separan aprovechando los diferentes puntos de ebullición de cada una de ellas, ya que el punto de ebullición es una propiedad intensiva de cada sustancia, es decir, no varía en función de la masa o el volumen, aunque sí en función de la presión.

Disolución: Acción y efecto de disolver (separar lo que estaba unido de algún modo, mezclar de forma homogénea las moléculas de una sustancia en el seno de un líquido).

Disolución: Mezcla homogénea a nivel molecular o iónico de dos o más sustancias puras que no reaccionan entre sí, cuyos componentes se encuentran en proporciones variables. También se puede definir como una mezcla homogénea formada por un disolvente y por uno o varios solutos.

Dispersión: En química del medio ambiente, dispersión es el conjunto de fenómenos mediante los cuales las especies químicas pasan de unos compartimentos ambientales a otros o se diluyen dentro de uno de ellos.

Ecología: Es el estudio de las relaciones que existen entre los organismos y su ambiente. Se le conoce también como biología ambiental.

Ecosistema: La unidad funcional básica de interacción de los organismos vivos entre sí y de éstos con el ambiente, en un espacio y tiempo determinados.

Edafología: Ciencia que estudia las características físicas, químicas y biológicas de los suelos.

Electrolito: Molécula que se separa en un catión y un anión cuando es disuelto en un solvente, generalmente agua.

Emisión: Salida o expulsión de algo hacia el exterior.

Emulsión: 1) Sistema difásico relativamente estable compuesto de dos líquidos inmiscibles: uno en forma de gota (fase interna o discontinua), dispersadas en el otro (fase externa o continua). Se usan los símbolos con iniciales inglesas O/W y W/O. 2) Mezcla en la cual dos sustancias inmiscibles, como el agua y el aceite permanecen unidas entre sí gracias a una tercera sustancia llamada emulsificante.

Emulsionar: Acción de fabricar una emulsión.

Emulsionante: Emulsionante cuya función es facilitar la fabricación de una emulsión (bajando la tensión) y estabilizar.

Emulsificación: Dividir las sustancias grasas de modo que puedan atravesar los vasos quilíferos para ser absorbidas.

Erosión: Conjunto de fenómenos exteriores a la corteza terrestre (exógenos) que contribuyen la modificación de las formas creadas por los fenómenos internos o endógenos. Los elementos que actúan en esta morfogénesis son: las precipitaciones, los vientos, los glaciares, los animales y el hombre.

Escala: Valor numérico que representa la relación existente entre la distancia real (del terreno) entre dos objetos y la distancia gráfica que se le asigna en la carta. Mientras mayor es el número, más chica es la escala y viceversa.

Estabilidad: Expresión empleada para denotar la capacidad de un material para permanecer sin cambio. Para propósito de las Hojas de Datos de Seguridad, un material es estable si permanece en la misma forma bajo condiciones esperadas o razonables de almacenamiento o uso.

Estratificación: Depósito de sedimentos en capas.

Estrato: Capa de sedimento de distinto espesor y dispuesta generalmente en forma horizontal. Nube en forma de franja.

Evaporación: Proceso físico que consiste en el paso lento y gradual de un estado líquido hacia un estado gaseoso, tras haber adquirido suficiente energía para vencer la tensión superficial.

Fauna: Conjunto de especies animales que viven en un determinado lugar.

Flora: Conjunto de especies vegetales que se desarrollan en un determinado espacio geográfico.

Fotografía aérea: Son fotografías tomadas desde una aeronave con el eje de la cámara en posición vertical u oblicua, es una fiel representación del terreno.

Frontera: Zona o área adyacente a la línea del límite entre dos Estados o países.

Fuerzas capilares: Las que resultan de la interacción entre la cohesión del agua y su adhesión con las partículas del suelo, por contraposición a las adsorbentes.

Fusión: Unión de dos elementos.

Geografía: Es la Ciencia de la organización del espacio. Ciencia de síntesis. Estudia la Tierra y la huella del hombre sobre la superficie. Ciencia que estudia las interrelaciones entre el hombre y el medio en un espacio y un tiempo determinado.

Geología: Ciencia que estudia la construcción y origen de la tierra y de los materiales que la componen interior y exteriormente.

Hidrología: Ciencia que estudia las aguas continentales y subterráneas, sus propiedades, distribución y utilización.

Hidrocarburo: Compuestos orgánicos formados únicamente por carbono e hidrógeno.

Hidrófilo ó Hidrofílico: Textualmente “amigo del agua”. Se dice de una sustancia o de un grupo funcional que posee una afinidad predominante para el agua.

Hidrófobo: Textualmente “enemigo del agua”. En el contexto de los surfactantes es idéntico a lipofílico. Se dice también de sustancias que repelen el agua.

Hidrotopo: Textualmente “volver acuoso”. Anfifilo extremadamente hidrofílico como el tolueno sulfonato. No es un surfactante, pero se usa como agente que facilita la disolución de los surfactantes en formulaciones.

Ignición: Acción y resultado de estar un cuerpo encendido o incandescente.

Impermeables: Sustancia, material que no permite el paso de la humedad, el agua u otro líquido.

Litología: Parte de la geología que trata sobre las rocas.

Inflamable: Material que tiene un punto de inflamación por debajo de 38°C.

Impacto ambiental: Todo aquel efecto positivo o negativo ocasionado por diversas acciones inherentes a proyectos de desarrollo, sobre los factores naturales, sociales y culturales en un lugar y tiempo determinados.

Interfase: Límites entre dos fases condensadas. Se usa a veces indiferentemente por superficie.

Intoxicación: Efectos nocivos perceptibles o imperceptibles y de diversos grados de intensidad, producidos en un organismo vivo, por agentes químicos o biológicos.

Ion: Átomo o molécula con carga eléctrica positiva o negativa.

Límites de Inflamabilidad o Explosividad: Concentración máxima y mínima de un gas o vapor inflamable dentro de la cual puede ocurrir una explosión. Las concentraciones por debajo del Límite Inferior de Inflamabilidad (L.I.I) son muy pobres para prenderse, mientras que las concentraciones por encima del Límite Superior de Inflamabilidad (L.S.I) son muy ricas. Todas las concentraciones entre el L.I.I y el L.S.I están en el rango de explosividad o inflamabilidad y por lo tanto requieren que se tomen medidas especiales para evitar una explosión.

Lipófilo ó Lipofílico: Textualmente “amigo del sebo”. Se dice de una sustancia o de un grupo funcional que posee una afinidad predominante para el “sebo”, y por extensión para las sustancias no polares denominadas en forma general aceites.

Lixiviado: Líquido proveniente de los residuos, el cual se forma por reacción, arrastre o percolación y que contiene, disueltos o en suspensión, componentes que se encuentran en los mismos residuos.

Loess: Material sedimentario arcilloso y calcáreo transportado por el viento, que forma suelos permeables y muy fértiles.

Manto Freático: Se llama así a la superficie del agua subterránea que tiene la característica de estar a la presión atmosférica.

Material Peligroso: Elementos, sustancias, compuestos, residuos o mezclas de ellos que, independientemente de su estado físico, represente un riesgo para el ambiente, la salud o los recursos naturales, por sus características corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas, inflamables o biológico-infecciosas (SEMARNAP).

Medio ambiente: Es todo aquello que rodea al ser humano y que comprende: elementos naturales, tanto físicos como biológicos; elementos artificiales (las tecnoestructuras); elementos sociales y las interacciones de todos estos elementos entre sí.

Micela: Compuesto de agregación de varias moléculas de surfactantes (100-500). Según la orientación se habla de “micela” o de “micela inversa”. Las micelas son responsables de las propiedades de subilización y de la detergencia. Aparecen a partir de la concentración micelar crítica (CMC).

Miscible: Es todo aquel material que se mezcla fácilmente con el agua.

Monoglicérido: Monoéster del glicerol, el cual tiene dos grupos OH libres sin esterificar.

Morrena Terminal: Detritus y fragmentos de material rocoso arrastrado y acumulado por el movimiento del hielo en un glaciar, gracias a lo cual se puede establecer los niveles fluctuantes de la línea de la nieve en los nevados.

Nivel freático: Corresponde al nivel superior de una capa freática o de un acuífero en general. A menudo, en este nivel la presión de agua del acuífero es igual a la presión atmosférica.

Norma Oficial Mexicana (NOM): La regla, método o parámetro científico o tecnológico emitido por la dependencia federal competente, para establecer los requisitos, especificaciones, condicionantes, procedimientos o límites permisibles a observarse en el desarrollo de las actividades humanas, o destino de bienes que causen o puedan causar desequilibrio ecológico, o que permitan uniformar los principios, criterios y políticas en la materia.

Oxidación: Ocurre cuando un átomo inestable pierde un electrón, lo que permite que el átomo forme un compuesto nuevo con otro elemento.

Permeable: Que puede ser atravesado por un líquido, especialmente por el agua, o por una radiación o campo magnético.

pH: Es una medida de acidez o alcalinidad de una disolución. El pH indica la concentración de iones hidronio $[H_3O]^+$ presentes en determinadas disoluciones.

Polar: Que se mezcla con el agua.

Poliaromáticos: Son aquellos hidrocarburos aromáticos que tienen dos o más anillos aromáticos con dos átomos de carbono comunes a cada dos anillos. Son contaminantes atmosféricos de gran importancia por sus propiedades toxicológicas, en particular, por su carcinogenicidad.

Porosidad del suelo: Se define como la relación del volumen de huecos (V_h) respecto del volumen total aparente del suelo (V_t) y se expresa con la fórmula $P = V_h / V_t$.

Presión de Vapor: Presión a la cual un líquido y su vapor están en equilibrio a una determinada temperatura. Los líquidos con presiones de vapor altas se evaporan rápidamente. A este respecto es importante recordar tres cosas: 1) La presión de vapor de una sustancia a $38^\circ C$ es siempre más alta que su presión de vapor a $20^\circ C$. 2). La presión de vapor reportada en las Hojas de Datos de Seguridad (MSDS, por sus siglas en inglés), en mm de Hg, son usualmente a muy bajas presiones: 760 mm de Hg equivalen a 14.7 libras por pulgada cuadrada (psi, por sus siglas en inglés) y 3). Entre más bajo es el punto de ebullición de una sustancia más alta es su presión de vapor. La presión de vapor (junto con la velocidad de evaporación) es útil para saber qué tan rápido es transportado un material por el aire y qué tan rápido las personas se pueden ver expuestas a dicho material.

Prevención: El conjunto de disposiciones y medidas anticipadas para evitar el deterioro del ambiente.

Protección: El conjunto de políticas y medidas para mejorar el ambiente, y prevenir y controlar su deterioro.

Proyecciones cartográficas: Dibujo sistemático de líneas sobre una superficie plana, para representar los paralelos de latitud y los meridianos de longitud de la Tierra, de una sección o el total de ella.

Punto de Congelación: Temperatura a la cual un elemento o compuesto líquido se convertirá en sólido a una presión definida.

Punto de Ebullición: Temperatura a la cual un elemento o compuesto líquido se convertirá en vapor a una presión definida.

Punto de Fusión: Temperatura a la cual un elemento o compuesto sólido se convierte en líquido a una presión definida.

Punto de Inflamación: (Flash point por sus siglas en inglés) La temperatura más baja a la cual un líquido o sólido desprende vapor en tal concentración, que cuando el vapor se combina con el aire cerca de la superficie del líquido o del sólido, se forma una mezcla inflamable. Por lo tanto, entre más bajo es el punto de inflamación, más inflamable es el producto.

Recarga natural: Volumen de agua que recibe una unidad hidrogeológica en un intervalo específico por infiltración de la precipitación atmosférica y de los escurrimientos superficiales naturales generados por ésta.

Residuos peligrosos: Todos aquellos residuos en cualquier estado físico que por sus características corrosivas, tóxicas, venenosas, reactivas, explosivas, inflamables, biológico-infecciosas, irritantes o mutagénicas, representan un peligro para el equilibrio ecológico o el ambiente.

Roca: Material sólido de la corteza terrestre formada por la asociación de minerales cristalinos o amorfos que presentan caracteres homogéneos.

Sedimentación: Proceso por el cual el sedimento en movimiento se deposita.

Solubilidad en el Agua: Término que expresa el porcentaje del material (en peso) que se disolverá en el agua a temperatura ambiente. Esta información es útil para determinar métodos de limpieza de derrames y agentes de extinción de determinados tipos de incendios. La solubilidad se expresa como nula o insignificante cuando es menor de 0.1%, ligera de 0.1 a 1.0 %, moderada de 1 a 10%, importante más del 10% y completamente soluble.

Solución Acuosa: La mezcla en la cual el agua es el componente primario y constituye por lo menos el 50% en peso de la muestra.

Solventes Halogenados: Son hidrocarburos alifáticos halogenados, que cuentan con uno a cuatro átomos de halógeno que han sustituido a los hidrógenos originales de sus moléculas.

Suelo: Sistema natural desarrollado a partir de una mezcla de minerales y restos orgánicos, bajo la influencia del clima y del medio biológico.

Superficie: Límite entre una fase condensada (sólido, líquido) y un gas. Se usa a veces como término genérico para interfase.

Surfactante: Sustancia que tiene una actividad superficial o interfacial. Los anfífilos son surfactantes cuando sus afinidades polar y no-polar están más o menos equilibradas.

Surfactante Aniónico: Que se disocia en agua para formar un ion surfactante cargado negativamente. Por ejemplo: jabones, sulfatos, sulfonatos.

Surfactante Catiónico: Que se disocia en agua para formar un ion surfactante cargado positivamente. Por ejemplo: cloruro de piridinio.

Semipermeable: Superficie de separación entre dos compuestos líquidos o gaseosos que deja pasar a través de ella las moléculas de algunos de sus componentes, pero no de los otros.

Sorción: Retención de una sustancia por otra cuando están en contacto; incluye las operaciones de absorción, adsorción, intercambio iónico y diálisis.

Susceptible: Capaz de recibir el efecto o acción que se indica.

Tanque: Es el recipiente usado en el transporte carretero para el contenido de líquidos, gases o materiales a granel (incluyendo accesorios, refuerzos, aditamentos y escotillas). Puede estar montado en forma permanente, o puede ser acoplado para su arrastre en vehículo de motor. Requiere ser fabricado bajo diferentes especificaciones que los tanques o cilindros estáticos o portátiles, carro tanque de ferrocarril o contenedores de servicio multimodal.

Tasa o Velocidad de Evaporación: La tasa o velocidad a la que se evapora un material, a partir del estado líquido o sólido, comparada con la tasa de evaporación de un “material conocido”. Este valor es útil para evaluar posibles riesgos de incendio o a la salud. “El material conocido” usualmente es el Butil acetato con una tasa de evaporación designada de 1.0. Las tasas de evaporación de otros materiales o solventes se clasifican en : Evaporación Rápida si es mayor de 3 (metil etil cetona), Media si es de 0.8 a 3.0 (alcohol etílico) y Lenta si es menor de 0.8 (agua).

Tensión superficial: Se define como la fuerza en dinas que actúa sobre la superficie de un líquido, por cm de longitud.

Tensoactivo: Sustancia capaz, al adsorberse en la superficie ó interfase, de afectar (reducir) la tensión interfacial.

Tectónica: Parte de la Geología que trata de la estructura y evolución de la corteza terrestre.

Till: Depósito glacial no estratificado ni clasificado que se presenta asociado al extremo del glacial y las acumulaciones de la morrenas terminales.

Toxicidad Crónica: Efectos adversos resultantes de dosis o exposiciones repetidas a un material por períodos de tiempo relativamente largos.

Tratamiento y recuperación de suelos contaminados: Se define como el conjunto de operaciones realizadas con el objetivo de controlar, disminuir o eliminar los contaminantes presentes.

Tubificación: El movimiento de las partículas del suelo provocado por las filtraciones que provocan la formación de conductos.

Viscosidad: Oposición de un fluido a las deformaciones tangenciales, es debida a las fuerzas de cohesión moleculares.

Volatilidad: Desde el punto de vista químico, físico y de la termodinámica es una medida de la tendencia de una sustancia a pasar a la fase vapor. Se ha definido también como una medida de la facilidad con que una sustancia se evapora. A una temperatura dada, las sustancias con mayor presión de vapor se evaporan más fácilmente que las sustancias con una menor presión de vapor.

Voltámetro: Aparato que mide la cantidad de electricidad por medio de la electrólisis.

ÍNDICE DE MEMORIAS

	Página
1	INTRODUCCIÓN
1.1	PROBLEMÁTICA Y JUSTIFICACIÓN DEL TEMA DE TESIS
1.2	TOXICIDAD DEL DIÉSEL
1.2.1	En el cuerpo humano
1.2.2	En el medio ambiente
1.3	OBJETIVOS PREVIOS
1.3.1	Documentar la información necesaria de los efectos que presenta el diésel en el ser humano, flora y fauna
1.3.2	Conocer las técnicas existentes de la remoción de diésel del suelo, empleadas principalmente en México
2.	ESTADO DEL CONOCIMIENTO
2.1	INTRODUCCIÓN
2.2	PROBLEMÁTICA AMBIENTAL EN LA CONTAMINACIÓN DE SUELOS EN MÉXICO
2.2.1	Principales contaminantes emitidos al suelo
2.3	NORMATIVA DE LA CONTAMINACIÓN DE SUELO, TRANSPORTE Y SALUD
2.3.1	Normatividad Mexicana del diésel en materia ecológica, de salud y seguridad ocupacional, transporte y sanitaria
2.4	TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS
2.4.1	Caracterización del contaminante
2.4.2	Clasificación de las tecnologías de remediación de suelos
2.4.2.1	Fitorremediación
2.4.2.2	Bioventeo
2.4.2.3	Bioestimulación
2.4.2.4	Bioaumentación
2.4.2.5	Biolabranza
2.4.2.6	Composteo
2.4.2.7	Biorreactores
2.4.3	Tratamientos fisicoquímicos
2.4.3.1	Remediación electrocinética (RE)
2.4.3.2	Lavado de suelos
2.4.3.3	Extracción por solventes
2.4.3.4	Inundación del suelo
2.4.3.5	Extracción de vapores (EV)
2.4.3.6	Solidificación/estabilización (S/E)
2.4.4	Tratamiento químico
2.4.5	Separación física
2.4.6	Tratamientos térmicos
2.4.6.1	Desorción térmica (DT)
2.4.6.2	Incineración
2.4.6.3	Vitrificación
2.4.7	Lavado de suelos con surfactantes
2.4.7.1	Técnicas utilizadas en el lavado de suelos
2.4.7.2	Estudios realizados <i>in-situ</i> en laboratorios
2.4.7.3	Actividad de los surfactantes
2.4.7.4	Propiedades de los surfactantes

2.4.7.5	Concentración micelar crítica (CMC)	65
2.4.7.6	Factores que afectan a la concentración micelar crítica	70
2.4.7.7	Modificación de la actividad del surfactante empleado	71
2.4.7.8	Efecto de la temperatura en la remoción de los hidrocarburos	73
3	CASO DE ESTUDIO EX REFINERÍA 18 DE MARZO	73
3.1	CLIMA DE LA DE LA DELEGACIÓN AZCAPOTZALCO	74
3.1.1	Precipitación	74
3.1.2	Temperatura	75
3.1.3	Hidrología	76
3.2	FUENTES DE ABASTECIMIENTO DEL AGUA DE LA CIUDAD DE MÉXICO	79
3.2.1	Agua subterránea de la Ciudad de México	80
3.3	CARACTERÍSTICAS GEOHIDROLÓGICAS	82
3.3.1	Geología	82
3.3.2	Litología	83
3.4	TIPOS DE ACUÍFEROS	87
3.5	PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL AGUA SUBTERRÁNEA	88
3.5.1	Principales propiedades físicas del agua	88
3.5.2	Principales propiedades químicas del agua	88
3.5.3	Evaluación de la calidad del agua	89
3.6	COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO DEL ACUÍFERO EN LA ZONA DE ESTUDIO	91
3.7	MODELO GEOHIDROLÓGICO DE LA ZONA DE ESTUDIO	92
3.8	VULNERABILIDAD DEL ACUÍFERO	95
4	ENSAYOS REALIZADOS Y PRESENTACIÓN DE RESULTADOS	97
4.1	ASPECTOS A CONSIDERAR EN LA EXPERIMENTACIÓN	97
4.2	ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS DEL SUELO EXTRAÍDO DE LA EX REFINERÍA CONTAMINADO CON DIÉSEL	97
4.2.1	Muestra de suelo extraídas a diferentes profundidades (1-4 metros de profundidad)	98
4.2.1.1	Determinación del pH del suelo medido en agua, cloruro de calcio (CaCl_2) y cloruro de potasio (KCl)	98
4.2.1.2	Determinación de la densidad aparente del suelo	100
4.2.1.3	Determinación de densidad real del suelo	102
4.2.1.4	Determinación del contenido de humedad del suelo	104
4.2.1.5	Granulometría del suelo	104
4.2.1.6	Límites de consistencia en el suelo	105
4.2.1.7	Determinación de materia orgánica del suelo	108
4.2.1.8	Determinación de nitrógeno orgánico del suelo	109
4.2.1.9	Determinación de la textura del suelo con hidrómetro	111
4.2.1.10	Determinación del porcentaje de saturación (PS)	112
4.2.1.11	Determinación de la conductividad eléctrica en el extracto de saturación con un conductímetro	114
4.2.1.12	Análisis para la clasificación de suelos. Determinación del color	115
4.2.1.13	Determinación de nitrógeno total en el suelo	117

4.2.1.14	Determinación de los carbonatos de calcio equivalentes por el método de neutralización ácida y por el procedimiento de Horton y Newson	118
4.2.1.15	Determinación de la acidez extraíble	121
4.2.1.16	Determinación de la acidez y el aluminio intercambiable	122
4.3	DETERMINACIÓN DE HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO (HTPs)	124
4.3.1	Extracción de hidrocarburos totales del petróleo	124
4.3.1.1	Columnas empleadas en la movilización del diésel	126
4.3.1.2	Empleo del surfactante utilizado Lauril Éter Sulfato de Sodio	134
4.3.1.3	Surfactante utilizado: Lauril Éter Sulfato de Sodio	141
4.3.1.4	Surfactante utilizado: Glucopon AV-100	149
4.4	EXPERIMENTACIÓN DE REMOCIÓN DE DIÉSEL EMPLEANDO GLUCOPON A-V 100	156
4.4.1	Descripción del comportamiento de fases	157
4.4.2	Determinación de la CMC del surfactante a emplear	158
4.4.3	Determinación de la concentración del surfactante Glucopon AV-100 través del Método de Winsor	159
4.4.4	Desarrollo Teórico del Número Total de Atrapamiento. NT (Total Trapping Number)	162
5	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	169
5.1	SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE LA REMOCIÓN DEL DIÉSEL	169
5.2	CARACTERIZACIÓN DEL DIÉSEL	170
5.3	SELECCIÓN DEL SURFACTANTE EMPLEADO	171
5.3.1	Concentración Micelar Crítica (CMC)	172
5.3.2	Determinación de la concentración crítica (CMC) del Glucopon AV-100 en solución acuosa	173
5.3.3	Análisis de la fertilidad del suelo	175
5.4	ANÁLISIS CON PROPOSITO DE SALINIDAD	177
5.5	ANÁLISIS PARA LA CLASIFICACIÓN DE SUELOS	177
5.6	COMPORTAMIENTO DE LA SOLUCIÓN DEL SURFACTANTE EN LA COLUMNA, DURANTE EL LAVADO	178
5.6.1	Cálculo de la remoción de HTPs del suelo, antes y después del lavado	182
6.0	CONCLUSIONES	184
7.0	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	188
8.0	ANEJOS	

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

1.1 PROBLEMÁTICA Y JUSTIFICACIÓN DEL TEMA DE TESIS

Debido a que el petróleo es el combustible más empleado en la actividad humana, su incidencia en el medio ambiente ha repercutido en los últimos 100 años. Los hidrocarburos del petróleo siguen siendo usados como la principal fuente de energía y por tanto, generan gran contaminación ambiental a nivel mundial.

Ha sido importante la cantidad de derrames de hidrocarburos en los distintos medios de transporte, trayendo consigo grandes impactos negativos al medio ambiente, principalmente al suelo; debido a su industrialización y a la necesidad masiva de hidrocarburos. Cada vez existe mayor número de accidentes con hidrocarburos, debido a esto nuestro medio ambiente tiene cada vez mayor necesidad de remediar sitios contaminados. Además los derrames de hidrocarburos no sólo presentan peligro para el suelo, si no también para el aire, agua y principalmente para quienes están en contacto directo con estos tres factores tan indispensables para nosotros.

La problemática de los hidrocarburos en el suelo; ha promovido que se realicen extensas investigaciones ambientales, que se experimenten gestiones de mitigación, las cuales expliquen cómo afectan y/o degradan al suelo. Los hidrocarburos tienen el poder de causar daños sumamente graves en el ser humano, como puede ser algún tipo de cáncer.

La industria petroquímica en México se ha desarrollado aceleradamente, generando diversos satisfactores económicos, sin embargo, su expansión y desarrollo también ha dado origen a graves repercusiones a la salud de la población y al equilibrio ecológico de los ecosistemas. Entre las causas que han generado este deterioro ambiental por la contaminación de cuerpos de agua y suelos a lo largo del país, se encuentran: el manejo inadecuado y abandono de materiales y residuos peligrosos, mantenimiento inadecuado o falta de éste en instalaciones petroleras, explosiones en instalaciones, fugas en líneas de conducción y derrames de hidrocarburos.

En el año 2011, PEMEX reportó un total de 8 mil toneladas de hidrocarburos derramadas, en su mayoría en el suelo, en los 4 sectores del país. De acuerdo con información de PEMEX, dos de los lugares más contaminados por hidrocarburos a nivel nacional son la refinería Lázaro Cárdenas y el pantano de Santa Alejandrina, ambos ubicados en el sureste de México.

Se han efectuado trabajos de remediación utilizando tecnologías de remediación *in situ* y *ex situ*. La tecnología *in situ* aplicada para remediar ha sido principalmente por bombeo hidráulico, con el fin de eliminar las fases líquida (producto libre) y disuelta del acuífero. Y para eliminar las fases vapor y adsorbida; se han utilizado las tecnologías de extracción de vapores con la formación de vacío. Ambas técnicas han mostrado ser aceptables sobre el hidrocarburo móvil, tanto en la zona saturada como en la no saturada

respectivamente. Sin embargo, ninguna de estas técnicas ha tenido un impacto significativo sobre la saturación residual de hidrocarburos en la zona no saturada. En la parte capilar específicamente, la saturación residual representa finalmente un potencial de movilidad de los hidrocarburos en ésta zona, que eventualmente llega al nivel freático, iniciando una nueva contaminación. Lo anterior constituya un problema que no ha sido resuelto satisfactoriamente por ningún sistema de remediación *in situ*, lo cual representa el gran reto a resolver. Por otro lado, las tecnologías separadas, bombeo hidráulico y formación de vacío, incrementan los costos de la remediación, sin que con ellos se tengan resultados satisfactorios en la zona no saturada.

La sorción de los compuestos orgánicos (diésel) en los sólidos naturales que constituyen al suelo, es un proceso subyacente que afecta su movilidad, solubilidad y su transporte. Los químicos fuertemente sorbidos son considerados compuestos persistentes en el suelo y una de las dificultades en la aplicación de métodos de limpieza, los químicos débilmente sorbidos son un problema potencial para la salud humana y al ambiente, por lo tanto es necesario conocer la sorción desde una perspectiva de remediación, y evaluación de riesgo.

De igual forma, todos los modelos de evaluación del destino, transporte y riesgo ambiental, contienen términos de sorción; resultando decisivo de entender la dinámica de ésta, para lo cual es necesario conocer la información acerca de la retención o captación de un contaminante y la velocidad de liberación del mismo desde el suelo hacia la fase acuosa mediante el empleo de surfactantes.

En general, algunos hidrocarburos tienen menor densidad que el agua, por lo que tienden a flotar cuando están en contacto con ésta y se conocen como LNAPL (Light non-aqueous phase liquid) Fase líquida ligera no acuosa, así mismo existen hidrocarburos que tienen mayor densidad que el agua, por lo que tienden a irse a la parte inferior cuando están en contacto con ésta y se conocen como DNAPL (Dense non-aqueous phase liquid) Fase líquida densa no acuosa.

Los suelos debido a la mezcla de materiales que los conforman son considerados efectivos sorbentes de compuestos orgánicos. La capacidad de éstos para retener y liberar compuestos está influenciada principalmente por la naturaleza de la materia orgánica, la composición mineral, el contenido de humedad y presencia de solventes.

Por lo tanto las características físicas y químicas de los suelos son determinantes en la porción de hidrocarburos provenientes del petróleo.

Los suelos contaminados con hidrocarburos representan un riesgo para la salud humana, por lo que antes de ubicar núcleos poblacionales en zonas impactadas con estos compuestos, es necesario realizar un análisis del área.

Los problemas de contaminación por hidrocarburos pueden ser:

- ✓ Intencionales: A falta de una cultura ambiental, actitud negativa, pueden ocurrir dentro de instalaciones industriales en operación o abandonadas.
- ✓ Accidentales: Debidas a un evento fortuito e inesperado, generalmente a consecuencia de un error humano y son identificadas como “emergencias ambientales”.

Según las estadísticas elaboradas por la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA-SEMARNAT), la mayor parte de las emergencias ambientales ocurren en la cobertura terrestre, por derrame o fuga, principalmente durante el transporte por ducto o por carretera.

El diésel es producido por PEMEX en su complejo Petroquímico La Cangrejera mediante plantas fraccionadoras de aromáticos y procesos de destilación a partir de cargas provenientes de otras plantas de aromáticos.

Figura 1.1 Fraccionadora de Aromáticos del Complejo Petroquímico La Cangrejera de PEMEX

Los autotankes empleados para el transporte de diésel clasificados como no presurizados, deben cumplir con la NOM-020-SCT2/1995, relativa a los requerimientos para el diseño y construcción de autotankes destinados al transporte de materiales y residuos peligrosos, especificaciones SCT 306, SCT 307 y SCT 312. Las presiones de diseño de éstos no exceden 2 psi (14 kPa).

Figura 1.2a Vista Posterior del autotanque

Figura 1.2b Vista Lateral del autotanque

Figura 1.3 Autotanque Especificación SCT 306 para transporte de diésel

Como se han mencionado anteriormente, las características como densidad y viscosidad, determinan su destino en el ambiente.

La densidad determina su posición con respecto al agua, el petróleo y todos sus productos derivados tienen una densidad menor a la del agua, por lo tanto forman una capa flotante; mientras que la viscosidad determina su migración vertical en el subsuelo, los productos de alta viscosidad permanecen en la superficie del suelo (crudo, desechos petroleros) y los productos de baja viscosidad migran verticalmente hacia el agua subterránea (gasolina, solvente, turbosina, diésel, queroseno).

Un derrame o descarga de hidrocarburo afecta básicamente a tres elementos del ambiente:

- ✓ Elementos abióticos: como el suelo, relieve, etc.
- ✓ Elementos bióticos: como la flora y la fauna.
- ✓ Elementos socioeconómicos: actividades humanas como agricultura, pesca, lugares de esparcimiento, recreación, etc.

1.2 TOXICIDAD DEL DIÉSEL

El diésel es una sustancia nociva aunque su toxicidad es muy inferior a la del benceno. La razón radica en que la citocromo P450, responsable de la metabolización del benceno y del diésel. Los epóxidos generados en la oxidación del anillo aromático a que se atribuye el poder cancerígeno del benceno sólo se forman en una proporción inferior al 5 %.

1.2.1 En el cuerpo humano

a) Inhalación

La inhalación de vapores causa dolores de cabeza, ligera somnolencia a 500 ppm, náuseas y dificultad para respirar. La inhalación de altas concentraciones puede causar la muerte por la parálisis del sistema respiratorio.

b) Ingestión

Peligroso y letal si se ingiere. Su ingestión puede causar irritación de la boca, garganta y tracto gastrointestinal; afecto al sistema nervioso central (cerebro); provoca náuseas, vómito y afectaciones pulmonares. En caso de vómito puede penetrar a los pulmones.

c) Contacto

La absorción del diésel produce síntomas similares a los ocasionados por la ingestión. Prolongadas exposiciones a la piel causan su irritación. El diésel líquido, o sus vapores a altas concentraciones, producen irritación de los ojos e inclusive quemaduras en la córnea.

d) Exposición Aguda

El diésel puede ser absorbido por inhalación y a través de la piel. A concentraciones mayores a 200 ppm el diésel puede causar dolor de cabeza, depresión, pérdida de coordinación y de la memoria, apatía y tiempos de reacción retardados. A concentraciones de 300 a 400 ppm, el diésel es ligeramente irritante a los ojos y aun a 800 ppm la irritación no es severa. A aproximadamente 1,000 ppm produce depresión del sistema nervioso, incluidos mareos, pérdida de coordinación e intensos dolores de cabeza después de 2 o 3 horas. Típicamente, la depresión del sistema nervioso es seguida por ansiedad con convulsiones, calambres musculares y cambios de comportamiento.

Otros síntomas de depresión del sistema nervioso, además de los antes mencionados, son náuseas, debilidad y pérdida del juicio. La pérdida de conciencia y el estado de coma ocurren a concentraciones mayores de 1,000 ppm. Hay evidencias que el diésel, a exposiciones diarias, puede ser acumulado en el organismo humano. La aspiración del diésel líquido dentro de los pulmones puede causar pneumonitis química fatal. El cuerpo elimina así el diésel sobre todo en forma de ácido benzoico y ácido hipúrico.

e) Efectos Carcinogénicos, Teratogénicos y Mutagénicos

Existen evidencias de carcinogenicidad del diésel en humanos. Estudios de casos revelaron que el abuso prolongado e intencional del diésel durante el embarazo puede causar defectos de nacimiento en el humano. Con base en estudios realizados con animales de laboratorio, el diésel puede ser peligroso para el desarrollo fetal humano.

f) Límites recomendados de exposición al diésel

De acuerdo con la normatividad nacional vigente, las concentraciones permisibles de exposición humana al diésel sólo están reguladas para ambientes laborales. Al respecto, la Secretaría de Trabajo y Previsión Social (STPS) ha establecido, en la Norma NOM-010-STPS-1993, el siguiente valor de exposición al diésel:

- CPT (Concentración Ponderada en el Tiempo, 8 horas de exposición): 100 ppm (375 mg/m³).
- CCT (Concentración para exposición de Corto Tiempo): 150 ppm (560 mg/m³).

En los Estados Unidos de América son varias las agencias gubernamentales encargadas de establecer los límites de exposición recomendados para sustancias peligrosas en ambientes laborales; las principales agencias encargadas son el National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), la Occupational Safety and Health Administration (OSHA) y la American Conference of Government Industrial Hygienists (ACGIH).

En su conjunto estas agencias han desarrollado una serie de criterios los cuales son de gran aplicación, a nivel internacional, tanto para regular las exposiciones laborales, como para el diseño y selección de equipo de protección personal. Algunos de estos criterios para el diésel se muestran a continuación:

- NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health)
REL (Recommended Exposure Limits):

TWA (Time Weighted Average):
100 ppm (375 mg/m³)
STEL:(Short Term Exposure Limit):
150 ppm (560 mg/m³)

IDLH (Immediately Dangerous to Life or Health): 500 ppm
- OSHA (Occupational Safety and Health Administration)

PEL (Current Permissible Exposure Limits):
 - TWA (Time Weighted Average): 200 ppm
- ACGIH (American Conference of Government Industrial Hygienists):
 - TLV (Threshold Limit Value): 100 ppm

Los derrames de los hidrocarburos provocan daños graves a los recursos biológicos, tales como:

- ✓ Mortalidad indirecta debido a la muerte de recursos alimenticios.
- ✓ Mortalidad directa debido a la sofocación, envenenamiento por contacto directo con petróleo, absorción de las fracciones tóxicas.
- ✓ Reducción o destrucción de alimentos de valor comercial.
- ✓ Incorporación de cantidades letales de fracciones petrolíferas en los tejidos del cuerpo así como la incorporación de sustancias potencialmente cancerígenas o mutagénicas en la cadena alimenticia.
- ✓ Efectos físicos en la flora y fauna que pueden llegar a ser letales.
- ✓ Alteración física y química de los hábitats naturales (las especies más resistentes toman los espacios dejados por otras desaparecidas).
- ✓ Afectación de la fauna debido a la persistencia de una mancha de crudo limitando el paso de la luz y reduciendo la actividad fotosintética.
- ✓ Pérdida de zonas pesqueras o marisqueras.
- ✓ Cambios en los hábitos poblacionales migratorias de aves o peces.
- ✓ Suspensión temporal de las actividades industriales o de recreación.

La dermatitis de contacto con hidrocarburos produce irritación de la piel y picores, facilitando la absorción de los componentes del crudo. Se ha asociado un aumento del riesgo de cáncer de piel con la presencia de hidrocarburos poliaromáticos (PAH).

1.2.2 En el medio ambiente

El diésel una vez liberado al ambiente está sujeto a una rápida volatilización, la porción que no se evapora se moverá con rapidez en el suelo y puede lixiviarse hacia el agua subterránea. En aguas poco profundas y bajo condiciones aeróbicas el diésel puede ser biodegradado, no así en condiciones anaeróbicas.

a) Aire

La mayor parte del diésel que se libera al medio ambiente va a la atmósfera, debido a su elevada presión de vapor. La degradación es bastante eficiente, de manera que muy poca cantidad de esta sustancia vuelve al suelo por deposición seca o mojada.

En México no se encuentra normado este parámetro, por lo que se indica, como referencia, los valores establecidos en otros países. El límite ambiental de Ontario para el diésel es de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de aire. Este límite aplica para fuentes puntuales de emisión evaluadas por un período de 30 min. En Estados Unidos, en el marco del Acta de Aire Limpio, se propuso que las emisiones de diésel, de los procesos de venteo de plantas de etiltolueno y estireno, estén limitadas a 5 ppm en volumen. Así mismo, en diversos estados de la Unión Americana se requiere que el promedio anual de emisiones de diésel a la atmósfera no exceda $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

b) Suelo

El diésel se adsorbe, fundamentalmente, en partículas de arcilla y materia orgánica. La capacidad de adsorción aumenta a medida que disminuye el pH. Si no se derrama en grandes cantidades, el diésel que ha ingresado al suelo escapa hacia la atmósfera o sufre transformaciones químicas y biodegradación.

En el caso de suelos contaminados con diésel, los valores de limpieza a alcanzar o concentraciones permisibles en el suelo varían dependiendo del uso al que se pretenda destinar el mismo. Conforme a los criterios de restauración de suelos establecidos por la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, la concentración permisible de diésel en suelos cuyo uso es residencial/comercial o agrícola/recreativo es de 40 mg/Kg., mientras que para suelos de uso industrial este valor es 100 mg/Kg.

A nivel internacional, y para uso residencial, Canadá recomienda un límite de 0.5 ppm, Alemania 0.25 ppm, Holanda 0.05 ppm y el estado de New Jersey 3 ppm para suelo superficial y 1 ppm para subsuelo. Cuando el uso de suelo es agrícola, Canadá establece un límite de 0.05 ppm y cuando se trata de uso de suelo industrial este valor es de 5 ppm. New Jersey y Texas, en los EUA, han establecido para uso de suelo industrial 13 y 1.62 ppm, respectivamente.

c) Agua

Cuando se derrama diésel sobre el agua, este tiende a dispersarse gradualmente debido a que es menos denso que ésta y ligeramente soluble en ella. Por lo anterior, sólo una pequeña fracción del diésel derramado se disuelve en el agua y el resto se evapora.

En México, los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, publicados en el Diario Oficial de la Federación el 2 de diciembre de 1989, establecen para el diésel un valor de 14.3 mg/L cuando el cuerpo de agua se destina como fuente de abastecimiento de agua potable.

Para protección de la vida acuática, en agua dulce, dichos criterios establecen un límite máximo de 0.2 mg/L y en agua de mar este valor se fijó en 0.06 mg/L.

En el ámbito internacional, la ex Unión Soviética, recomienda un límite de 0.5 mg/L en agua potable. Por su parte, el gobierno del Canadá estableció este valor en 5 µg/L, al igual que la EPA, de los Estados Unidos de Norteamérica. En el caso de agua dulce o para protección de la vida acuática, Canadá fijó el valor de diésel en 300 µg/L y el estado de Nueva York en 6 µg/L.

Entre los Métodos de Remediación de suelos, para efectuar la limpieza de los hidrocarburos liberados al Medio Ambiente, uno de los más recomendables es el uso de surfactantes para movilizar y solubilizar el contaminante de la superficie y del subsuelo.

Los factores a tomarse en cuenta para su aplicación, son la eficiencia en la recuperación y el rehúso del surfactante utilizado.

El lavado de suelos con surfactantes es un fenómeno complejo que ha sido estudiado con mayor profundidad en las últimas décadas y abarca estudios de permeabilidad, solubilidad, migración, movilización, etc. De estos estudios se ha encontrado que para cierto tipo de suelos no consolidados, el mecanismo que funciona mejor para el lavado de hidrocarburos con surfactantes es el de movilización.

1.3 OBJETIVOS PREVIOS

1.3.1 Documentar la información necesaria de los efectos que presenta el diésel en el ser humano, flora y fauna.

- Marco normativo vigente en México del límites permisibles de la contaminación del diésel en el suelo.
- Factores que intervienen directamente en la contaminación del diésel en el suelo.
- Propiedades físicas y químicas que presentan los componentes del diésel.
- Tipos y características de suelo que presenta México y lugares donde ocurre mayor contaminación de suelos con diésel.

1.3.2 Conocer las técnicas existentes de la remoción de diésel del suelo, empleadas principalmente en México.

- Las características principales que presenta cada técnica en la remoción del diésel del suelo, su aplicación, su rentabilidad, costo-beneficio; para la remoción del diésel en el suelo.
- Ventajas y desventajas que presentan las técnicas *in situ* y *ex situ* que la remoción del diésel en el suelo.
- Las propiedades fisicoquímicas de los surfactantes empleados en el lavado de suelos.
- Los estudios realizados empleando la técnica de lavado de suelo. Analizando las condiciones de operación para la remoción del diésel.

El objetivo final de esta tesis es: **la optimización del lavado de un determinado tipo de suelo contaminado con diésel empleando un surfactante apropiado, bajo las condiciones adecuadas de operación del proceso de la remoción del diésel.**

Capítulo 2

ESTADO DEL CONOCIMIENTO

2. ESTADO DEL CONOCIMIENTO

2.1 INTRODUCCIÓN

El manejo de suelos contaminados es una actividad común, como es el caso de aquellos contaminados con químicos orgánicos no polares entre los que se encuentra el diésel, éstos pueden penetrar al suelo por derrames, fugas, roturas de tanques, tuberías, y muchas veces por una inadecuada disposición de residuos. En tales circunstancias, se genera un cuestionamiento acerca del alcance y magnitud del riesgo que representa un suelo contaminado con un químico orgánico, así como de los criterios de limpieza que deben cumplirse en caso de ser necesario para remediarlo. Para resolver esta problemática, es necesario conocer tres aspectos: (1) Concentración del químico presente en el suelo, (2) Liberación y disponibilidad del químico, relacionados directamente con el riesgo a la salud humana y al ambiente y (3) Velocidad de liberación, de gran utilidad en la selección de tecnologías de remediación.

Los tres aspectos están estrechamente relacionados con el conocimiento de la sorción (retención) de químicos orgánicos en el suelo, siendo ésta fundamental en el destino y potencial de impactos adversos de dichos compuestos en el ambiente. Si un químico orgánico es fuertemente sorbido por el suelo, no lixiviará a través de su perfil y permanece en la superficie, perjudicando al medio ambiente y los efectos sobre la salud humana pueden elevarse debido a concentraciones elevadas del químico en la zona de crecimiento de plantas, y posiblemente resulte en la contaminación de alimentos que se proveen para el hombre. Si es débilmente sorbido, puede lixiviar a través del perfil del suelo y alcanzar aguas subterráneas y superficiales, los efectos perjudiciales a la salud humana pueden elevarse si esta agua es destinada al consumo humano.

El comportamiento de los contaminantes orgánicos está en función de sus características físicas y químicas (densidad, solubilidad, polaridad, entre otras.), además de las características del medio como son la unidad de suelo, permeabilidad, estructura, tamaño de las partículas, contenido de humedad y de materia orgánica, así como la profundidad del manto freático. Factores climatológicos como la temperatura y la precipitación pluvial también tienen una gran influencia. Todas las variables en su conjunto definen el tamaño y la distribución tridimensional del frente de contaminación en una zona específica.

Cuando un aceite fluye en el suelo en forma libre, infiltrándose en éste bajo la acción de las fuerzas de gravedad y capilar, como es el caso de derrames de mezclas de hidrocarburos que ingresan en la zona vadosa del suelo, los principios de la saturación residual representan un instrumento útil y práctico para conocer la fracción de hidrocarburos que será sorbida por un suelo.

En nuestro país en zonas como gran parte del área Metropolitana de la Ciudad de México, zona Metropolitana de la Ciudad de Guadalajara; Ciudad de Aguascalientes; Ciudad de Monterrey; Ciudad de Toluca por citar algunos ejemplos. En muchas situaciones la parte superficial de los extractos del suelo se encuentra intemperizada/fracturada y es afectada por diversos procesos tal

como extracción de agua, desecación-infiltración, tráfico vehicular, esfuerzos originados por construcciones en zonas urbanas. Además de las características hidrogeológicas de la cuenca de México, otros factores que pueden causar/extender la contaminación de sustancias químicas y en particular de hidrocarburos derivados del petróleo al subsuelo, son la alta compresibilidad de los sedimentos lacustres, la actividad sísmica y la extracción de agua subterránea. Estos fenómenos pueden generar consolidaciones e inducción de esfuerzos lo que eventualmente puede ocasionar la ruptura de tuberías y problemas de hundimientos diferenciales en estructuras y cimentaciones.

El problema de la contaminación al subsuelo por compuestos químicos provenientes de la industria del petróleo o de industrias afines, se potencializa ya que la contaminación hacia el subsuelo puede ocurrir en diversas unidades industriales, o también en las instalaciones asociadas a estos. Existen instalaciones que almacenan y conducen hidrocarburos en la zona metropolitana de la ciudad de México (ZMCM), en las que para el caso de la ZMCM se encuentran 295 gasolineras, más de 12,928 servicios de reparación y mantenimiento automotriz, 254 Kilómetros de poliductos, 359 kilómetros de gasoductos, líneas de conducción de diversas sustancias químicas, drenajes industriales, más de 900 tanques de almacenamiento subterráneos en gasolineras, tanques de almacenamiento subterráneos y/o superficiales en zonas industriales.

El consumo de combustibles en la ZMCM, es de 16.32 millones de litros de diésel/día. Con el fin de determinar el impacto al acuífero en explotación de la cuenca de México, de donde se extrae aproximadamente el 70 % del agua que se consume en esta ciudad; por lo anterior cualquier fuga/derrame de las sustancias químicas manejadas en el área metropolitana de la ciudad de México, es de suma importancia estudiar los mecanismos de flujo y transporte de los compuestos orgánicos en el subsuelo.

Analizando la información anterior existen del orden de 300 gasolineras en la zona metropolitana de la ciudad de México, cada gasolinera tiene en promedio 3 tanques subterráneos de almacenamiento de gasolina y diésel, por lo que entonces existen aproximadamente 900 tanques subterráneos de almacenamiento, en la ZMCM de los cuales (tomando en cuenta las estadísticas de la EPA y de Canadá) alrededor del 25 % como mínimo presentan fugas. Lo anterior implica que aproximadamente 135 tanques de las gasolineras potencialmente sufren fugas/derrames de gasolinas y diésel hacia el subsuelo en la zona metropolitana del Distrito Federal. Esto sin considerar la actividad sísmica de la ciudad de México, que podría incrementar este número debido a fugas en las tuberías, juntas, etc.

Para el caso de ductos que transportan hidrocarburos del petróleo en la zona metropolitana de la Ciudad de México, existen 254 kilómetros de poliductos que transportan alrededor de 30 millones de litros/día de gasolinas y diésel; 359 kilómetros de gasoductos que transportan 4.5023 millones de m³/día de gas natural.

La suma de poliductos y gasoductos existentes en el área del D.F, representa el 1.04 % de toda la república, que es de 59,006.5 kilómetros de ductos; tomando en cuenta la información sobre fugas de agua de la red para la zona del D.F publicada por la Dirección General de Construcción y Operación hidráulica del Departamento del Distrito Federal (DDF), 2005 la cual es del 37 % del volumen de agua que ingresa a la Ciudad de México. Esta cifra compuesta por fugas en las tomas domiciliarias (alrededor del 22.2 %) y por fugas en la red (alrededor del 14.8 %). La cifra del 14.8 % correspondiente a fugas en la red se podría tomar como una indicación de las probables pérdidas por fugas de hidrocarburos en las tuberías de los poliductos-gasoductos.

Considerando que los criterios de diseño para ductos transportadores de hidrocarburos son más estrictos que los criterios para las tuberías de agua, además de que el mantenimiento y calidad de los materiales es mayor en los ductos en comparación con las tuberías de agua, entonces la cifra de 14.8 % de pérdidas de hidrocarburos en la red de ductos probablemente represente el tope máximo. Suponiendo un factor de 10 tomando en cuenta las diferencias entre ambas, entonces el promedio de fugas en la red de ductos sea alrededor de 1.5 %. Esta cifra representa una pérdida del orden de 450,000 litros/día de gasolina-diésel y de 60,784 m³/día de gas natural.

Por otro lado considerando las estadísticas de la EPA, sobre fugas en tuberías y extrapolando al caso de México, se tendrían 168 derrames/año y fugas por 1, 273,173.9 litros/año (336,818.5 galones/año) a nivel nacional, considerando que el 1.04 % de los ductos se encuentra en la zona metropolitana de la Ciudad de México, entonces se tendrían fugas por 13,260 litros/año (3,502.91 galones/año). Esta cifra corresponde a 36 litros/día, lo cual representa un 0.00012 % de fugas. Este valor probablemente represente el valor mínimo de fugas en la red en la zona metropolitana, de tal manera que se estima que entre 40 litros/día a 45 litros/día de gasolinas y diésel se fugan de la red de ductos y potencialmente contaminan al suelo de la zona metropolitana de la Ciudad de México.

Los datos y el análisis presentado anteriormente muestran la cantidad tan importante de hidrocarburos que podrían estar incorporándose al subsuelo en la ZMCM y que potencialmente podrían representar un riesgo al acuífero regional del que se abastecen más de 20 millones de habitantes.

Es por tanto importante, el determinar los mecanismos de migración de estos hidrocarburos, su destino en el subsuelo y el nivel de riesgo a la salud de la población y a la unidad acuífera en explotación.

2.2 PROBLEMÁTICA AMBIENTAL EN LA CONTAMINACIÓN DE SUELOS EN MÉXICO

En el transcurso de actividades productivas se generan sin desearlo, y a veces sin percatarse de ello, se liberan al ambiente subterráneo sustancias nocivas, que representan un peligro para la salud de la población y del ecosistema. La peligrosidad de dichas sustancias, depende del volumen de su emisión y de la concentración que alcanzan en el medio receptor, aunque también se sabe que por debajo de un cierto umbral de emisiones existe una capacidad del medio para neutralizarlas sin ningún riesgo aunque esto constituye una externalidad positiva en función del tiempo de emisión.

En la Ciudad de México existe aproximadamente un universo de 608 instalaciones que almacenan y distribuyen hidrocarburos como combustibles para automotores, aunado a la presencia de servicios industriales y mercantiles (Fuente: Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal, 2006), que de alguna manera representan un riesgo de contaminación al acuífero subyacente.

Los productos combustibles como gasolina, diésel, combustóleo, gasóleo, gas avión y gas LP, se elaboran en México por Petróleos Mexicanos (PEMEX), el cual es productor y distribuidor principal. La distribución al menudeo de gasolina y diésel, los principales combustibles siendo estos usados por vehículos automotores, en cada una de las ciudades, carreteras y sitios particulares, se lleva a cabo en las estaciones de servicio (comúnmente llamadas gasolineras) presenta una distribución regional acorde con el comportamiento económico de las distintas zonas del país, con la densidad de la población y las tendencias de crecimiento en la demanda de combustibles, así mismo algunas empresas de gran magnitud cuentan con un sitio para abastecimiento de combustible para sus propias unidades, lo que se conoce como autoabasto.

Los principales riesgos que involucra el manejo de estaciones de servicio y autoabasto, son los derrames o fugas de líquidos combustibles que pueden ocasionar la contaminación de sitios donde se encuentran los tanques de almacenamiento (que son de tipo enterrado) o zonas aledañas, la inflamación del material, e inclusive explosiones, en casos en que el mantenimiento de las instalaciones o el manejo de las sustancias se lleve a cabo de forma inadecuada.

El aumento del número de estaciones de servicio en el país ha sido constante, lo que ha incrementado también el riesgo de accidentes, donde puede verse involucrada la población, sobre todo cuando la densidad poblacional que existe alrededor del sitio (estación de servicio o autoabasto) es elevada, tal como sucede en algunas de las ciudades del país.

La causa principal de fugas y derrames en estaciones de servicio, autoabasto e industria (mal manejo de sustancias y residuos), por lo menos en el Distrito Federal, son la inadecuada instalación, carencia de mantenimiento, corrosión de tanques y líneas de distribución, inadecuados proyectos de seguridad ambiental y malas prácticas de operación.

Las instalaciones de almacenamiento de combustibles cuyo periodo de funcionamiento data más allá de 50 o 60 años (incluye la ex-refinería 18 de marzo, estaciones de servicio, industria, ferrocarriles, etc.), por la antigüedad, operación, subsidencias del terreno, condiciones propias de mecánica del suelo y mantenimiento en las áreas de autoabasto y talleres, han generado pasivos y activos ambientales que contribuyen a la contaminación del suelo, subsuelo y en algunos casos al manto freático.

Se desconoce con certeza el estado y comportamiento de la contaminación en éstos lugares cuyas superficies varían de 7,000 m² a 150,000 m², y que por su ubicación en el espacio urbano colindan con zonas habitacionales y en diversos casos con el Sistema de Transporte Colectivo Metro.

Las causas más frecuentes de contaminación son debidas a la actuación antrópica, que al desarrollarse sin la necesaria planificación producen afectaciones al suelo.

2.2.1 Principales contaminantes emitidos al suelo

- Hidrocarburos Totales del Petróleo (rango gasolina y rango diésel).
- Hidrocarburos no Volátiles (C₂₅) Alifáticos, Naftenicos y Poliaromáticos.
- Hidrocarburos Poliaromáticos (benzoantracenos, benzofluorantenos, pirenos, benzopirenos y otros).
- Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xilenos (BTEX) y Metil terbutil éter (MTBE).
- Grasas y Aceites.

El petróleo crudo, tal como se extrae del yacimiento, es una mezcla de diferentes compuestos, principalmente orgánicos, denominados hidrocarburos, que varían desde gases sumamente ligeros hasta sustancias semisólidas, tales como asfaltos y parafinas. La transformación industrial del petróleo crudo se inicia en las refinerías, se cuenta con diferentes instalaciones donde se obtienen diversos productos, principalmente combustibles para uso industrial y vehicular, entre estos: gas, gasolina, turbosina, diésel y combustóleo, así mismo lubricantes, coque, parafinas y asfalto. Además, algunos de los derivados obtenidos se utilizan como materia prima para la segunda etapa de la transformación industrial del crudo, que es la petroquímica básica.

Gasolina

La gasolina es una mezcla de los hidrocarburos líquidos más ligeros que se usa como combustible en motores de combustión interna. Se produce a través de varios procesos: la destilación fraccionada del petróleo, la condensación o la adsorción de gas natural, la descomposición térmica o catalítica del petróleo o sus fracciones, la hidrogenación de gasógeno o carbón, o a través de la polimerización de hidrocarburos de bajo peso molecular (Enciclopedia Microsoft Encarta Online, 2014).

Cuando se produce a través de la destilación directa del petróleo bruto, se habla de gasolina de destilación. Ésta se destila normalmente de forma continua en una torre de fraccionamiento, que separa las partes del petróleo que se mezclan para fabricar gasolina. Las fracciones del petróleo que tienen puntos de fusión más altos se utilizan para fabricar otros productos, como el queroseno, el gasóleo, el aceite lubricante y las grasas. Las partes del petróleo utilizadas en la gasolina hierven y destilan en una gama de temperaturas entre los 38 y los 205 °C. Según el tipo de petróleo, la cantidad producida de gasolina durante este proceso puede ser de un 1 a un 50 %. La gasolina de destilación constituye hoy una pequeña parte de los derivados del petróleo, dado que se obtienen mejores resultados con los procesos de craqueo. (Enciclopedia Microsoft Encarta Online, 2014).

Algunos gases naturales contienen un porcentaje de gasolina natural que puede recuperarse mediante condensación y adsorción. El proceso más habitual para la extracción de este componente consiste en hacer pasar el gas extraído del pozo a través de una serie de torres que contienen un aceite ligero denominado aceite de paja. El aceite absorbe la gasolina, que se destila posteriormente. Otros procesos implican la adsorción de la gasolina con alúmina activada, carbono activado o gel de sílice (Enciclopedia Microsoft Encarta Online, 2014).

La gasolina de alto grado se consigue mediante un proceso conocido como hidrofinado, es decir, la hidrogenación de petróleo refinado a alta presión y con un catalizador, como por ejemplo el óxido de molibdeno. El hidrofinado no sólo convierte el petróleo de bajo valor en gasolina de mayor valor, sino que al mismo tiempo purifica químicamente el producto eliminando elementos no deseados, como el azufre. El gasógeno, el carbón y el alquitrán de hulla pueden también hidrogenarse para producir gasolina (Enciclopedia Microsoft Encarta Online, 2014).

Es recomendable utilizar en los motores de alta compresión una gasolina que se queme de manera uniforme y total para prevenir las detonaciones, que son los sonidos y los daños causados por la ignición prematura de una parte del combustible y del aire en la cámara de combustión. Las propiedades antidetonantes de este combustible están relacionadas directamente con su eficiencia y dependen del índice de octano. Este índice indica el rendimiento de un combustible cualquiera comparándolo con el de un combustible que contiene un porcentaje determinado de iso-octano (2, 2, 4-trimetilpentano) y heptano. Cuanto mayor sea este índice, menor es la probabilidad de que el combustible produzca detonaciones. La gasolina obtenida mediante craqueo tiene mejores propiedades antidetonantes que la de destilación, y cualquier gasolina puede mejorarse mediante la adición de sustancias como el tetraetilplomo. Sin embargo, desde que se descubrió que las emisiones de plomo de muchas gasolinas son peligrosas (entre otros efectos, producen el incremento de la presión sanguínea) se ha intensificado la investigación de nuevas formas de reducir su detonación (Enciclopedia Microsoft Encarta Online, 2014).

La gasolina (tabla 2.1) es producida en las refinerías, mezclando diferentes naftas que se obtienen en los diversos procesos de refinación, a modo de ejemplo la destilación primaria, de reformación catalítica y desintegración catalítica.

Estas naftas tienen características físicas muy similares, por ejemplo la curva de temperaturas de destilación, densidad y presión de vapor, sin embargo, dependiendo del proceso, poseen distintas características químicas, como es su estructura o arreglo molecular, que permiten tener diferentes tipos de compuestos, denominados olefinicos, nafténicos y aromáticos, cuya principal diferencia, para fines de elaboración de la gasolina se refleja en el número de octano, en las tablas 2.1 y 2.2, se muestran los componentes y propiedades fisicoquímicas de la gasolina utilizada en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM).

Tabla 2.1. Principales componentes de los dos tipos de gasolina (Fuente: PEMEX, 2010)

Componentes	Gasolina Magna % (Vol.)	Gasolina Premium % (Vol.)
Gasolina	100 % vol.	100 % vol.
Aromáticos	25.0 % vol. Max	25.0 % vol. Max.
Olefinas	1.0 % vol. Max.	1.0 % vol. Max.
Benceno	1.0 % vol. Max.	1.0 % vol. Max.
Oxígeno	1.0 / 2.0 % vol.	1.0 / 2.7 % vol.

Tabla 2.2. Propiedades fisicoquímicas de los dos tipos de gasolina (Fuente: PEMEX, 2010)

Propiedad	Gasolina Magna	Gasolina Premium
Peso Molecular	Variable	Variable
Temperatura de ebullición (°C)	38.8	38.8
Temperatura de inflamación (°C) Aproximadamente	21	21
Temperatura de auto ignición (°C)	Aproximadamente 250	Aproximadamente 250
Presión de vapor (kPa)	45.0 - 54.0 (6.5/7.8 lb/pulg ²)	6.5 - 7.8 (45/54 lb/pulg ²)
Color	Verde	
Olor	Característico a gasolina	Característico a gasolina
Solubilidad en agua	Insoluble	Insoluble
Límite de explosividad	1.3 - 7.1	1.3 - 7.1

Diésel

El diésel es un hidrocarburo del petróleo. Que contiene una variedad de químicos orgánicos. Está compuesto aproximadamente de 40 % n-alcanos, 40 % iso- y cicloalcanos, 20 % de hidrocarburos aromáticos y un porcentaje muy bajo de compuestos oxigenados, azufrados y de nitrógeno. La composición específica varía según la fuente de petróleo crudo, del grado de transformación química tal como la fragmentación y reformación, así como de los métodos de separación. Típicamente los alcanos son el grupo principal dentro del diésel, estos químicos son, generalmente, los que emiten la mayoría de calor cuando son quemados.

El número y complejidad de componentes en el diésel imposibilita un análisis exhaustivo para identificar y cuantificar la concentración de los constituyentes químicos en él, sin embargo, la caracterización química del diésel proporciona un perfil útil cualitativo del producto. La figura 2.1 presenta un perfil típico de una muestra de diésel mexicano analizada por cromatografía de gases/espectrometría de masas. El eje de las X está calibrado en minutos y está relacionado al punto de ebullición del componente, el eje de las Y está en escala de abundancia y está relacionado a la concentración del componente.

Los compuestos de mayor abundancia encontrados en el diésel son los alcanos normales ramificados y cíclicos (aproximadamente del 65 al 85 %). Los picos que predominan en la figura 2.1 representan a los alcanos normales y ramificados.

Figura 2.1 Cromatograma de diésel. Fuente: Laboratorio de espectrometría de masas del Instituto Mexicano del Petróleo, 2008

Los alcanos ramificados son predominantemente monometil, dimetil y trimetil parafinas sustituidas. El interés particular en esta categoría de compuestos es el pristano (2, 6, 10, 14-tetrametilpentadecano) y el fitano (2, 6, 10, 14-tetrametilhexadecano). Estos compuestos están presentes frecuentemente a una concentración significativa y pueden ser identificados fácilmente por cromatografía de gases.

Los cicloalcanos y bicicloalcanos constituyen una porción significativa en la mezcla; sin embargo, la baja concentración de compuestos individuales, junto con su escaso comportamiento analítico, usualmente no permite su aislamiento específico. Derivados alquilados de ciclopentano, ciclohexano y cicloheptano son compuestos importantes.

Los compuestos aromáticos representan un estimado del 10 al 30 % en el diésel. El punto de flash es bastante alto que solo trazas de compuestos de BTEX están presentes. Alquil bencenos, particularmente C₃ y C₄ alquil bencenos son compuestos ligeros comunes del diésel. Naftaleno, fenantreno, acenafteno, acenaptileno, fluoreno, fluoranteno y pireno, son identificados en el diésel. Los compuestos que más predominan en esta clase son naftaleno, y naftaleno metil sustituido. En las tablas 2.3 y 2.4 se muestran los componentes y algunas propiedades fisicoquímicas del diésel.

Tabla 2.3 Principales componentes del diésel
(Fuente PEMEX 2008)

Componentes	% Volumen
Diésel	100 %
Aromáticos	30.0 % máximo

Tabla 2.4 Propiedades fisicoquímicas del diésel (Fuente PEMEX 2010)

Peso molecular	Variable
Temperatura de ebullición (°C)	ND
Temperatura de inflamación (°C)	45 mínimo
Temperatura de autoignición (°C)	ND
Presión de vapor (kPa)	ND
Color (ASTM D-1500-98)	2.5 Máximo
Olor	Característico a petróleo
Solubilidad en el agua	Insoluble
Viscosidad cinemática a 400 °C (m ² /s)	1.9 x 10 ⁻⁶ /4.1 x 10 ⁻⁶
Temperatura de escurrimiento (°C)	0/-5 máxima

ND: No detectado

ASTM: American Society of Testing Materials (Asociación Americana de Ensayo y Materiales)

Los compuestos aromáticos son frecuentemente el blanco de evaluaciones ambientales, debido a la toxicidad que poseen y a su asociación con contaminación del petróleo. El diésel está considerado como sustancia que posee algunos compuestos cancerígenos, debido al pequeño contenido de hidrocarburos aromáticos polinucleares (PAHs), aunque también debe ser considerado el potencial del nivel de trazas de BTEX.

En un derrame de diésel, los compuestos de peso molecular más bajo tenderán a evaporarse y degradarse fácilmente, dejando a los compuestos de masa molecular más alta; por lo tanto es valioso analizar la permanencia o movilidad de los compuestos y su interacción con las aguas freáticas.

La solubilidad de estos compuestos es un parámetro que determinará en gran manera la concentración y el tipo de HAPs que podemos encontrar en el medio ambiente acuoso. Aunque la solubilidad de los HAPs en agua es muy baja, por ejemplo 2.6x10⁻⁴ mg/L para el dibenzo(α,η)antraceno y 5x10⁻⁴ mg/L para el benzo(α)pireno, estos compuestos pueden aumentar su solubilidad en presencia de detergentes, sales alcalinas, ácidos grasos o disolventes orgánicos. También tiene una influencia considerable en la solubilidad de estas sustancias, la

presencia de grupos alquílicos en sus moléculas, así como la configuración geométrica de las mismas. Otro factor importante en tomar en cuenta es la temperatura, ya que se puede triplicar la solubilidad de algunos HAPs al variar la temperatura entre 6 y 26 °C. Por otra parte, los HAPs son capaces de asociarse con los coloides presentes en el medio y, de esta forma, pueden ser transportados a través del mismo. Por lo que se justifica la presencia de HAPs en organismos que habitan en lugares alejados de una intensa actividad humana o el hecho de que los sedimentos sean más ricos en HAPs que el medio que los rodea.

La Agencia Federal para la Protección del Medio Ambiente (EPA) de los Estados Unidos ha seleccionado 16 HAPs como contaminantes cuyo estudio debe considerarse prioritario. En la tabla 2.5 se mencionan dichos hidrocarburos, junto con sus estructuras, constantes fisicoquímicas y potencia cancerígena estimada. Entre ellos, destacan por sus características cancerígenas el Benzo (α)pireno, Dibenzo (α,η) antraceno, Indeno (1,2,3-cd) pireno, Benzo(α)antraceno, Benzo(κ)fluoranteno, Criseno y Benzo(γ hi)perileno.

Tabla 2.5 Los 16 HAPs seleccionados por la Agencia Federal para la Protección del Medio Ambiente (EPA) de los Estados Unidos (Fuente: PEMEX, 2008)

	HAPs	Estructura	Solubilidad en agua (mg.L ⁻¹)	Potencial cancerígeno IARC US/US APA ^a
1	Naftaleno		32	-----
2	Acenaftileno		393	-----
3	Acenafteno		3.4	-----
4	Fluoreno		19	-----
5	Fenantreno		1.0-1.3	3
6	Antraceno		0.05-0.07	3

7	Fluoranteno		0.26	3
8	Pireno		0.14	3
9	Benzo(α) antraceno		0.01	2A/B2
10	Criseno		-----	3/B2
11	Benzo(β) fluoranteno		-----	2B/B2
12	Benzo(κ) fluoranteno		0.0038	2B
13	Benzo(α) pireno		0.0005	2A/B2
14	Dibenzo(α,η) antraceno		0.00026	2A/B2
15	Benzo(γ,η,ι) pireno		-----	3
16	Indeno (1,2,2- $\delta\chi$)pire no		-----	2B/B2

2A: probablemente cancerígeno en humanos. 2B: posiblemente cancerígeno en humanos. 3: no calificable como cancerígeno en humanos. -----: no experimentado en humanos.

^aIARC: Agencia Internacional en la Investigación del cáncer.

El papel de los HAPs como inductores del conjunto de anomalías celulares conocidas como "cáncer", ha atraído el interés y la actividad de los

investigadores, habiéndose estudiado cómo la estructura de los HAPs es crítica para las propiedades cancerígenas y teratogénicas de los mismos. La introducción de un grupo alquilo en la molécula de los HAPs parece, también, jugar un papel esencial en su actividad cancerígena, ya que tal sustitución puede dar lugar a una alteración de la distribución electrónica de la molécula, pudiéndose originar un efecto activador o desactivador. Los HAPs no son, aparentemente, cancerígenos reales en sí mismos, pero son metabólicamente convertidos en cancerígenos activos en el interior del organismo receptor. Dado que muchos compuestos orgánicos cancerígenos son electrofílicos, una teoría ampliamente apoyada es que estas sustancias reaccionan con un átomo de nitrógeno del ADN, modificando el mensaje genético transmitido durante la formación de nuevas células.

2.3 NORMATIVA DE LA CONTAMINACIÓN DE SUELO, TRANSPORTE Y SALUD

La discusión sobre la responsabilidad por el deterioro ambiental y la obligación de reparar el daño del que lo ocasionaba inició en noviembre del 2000 cuando los diputados del Partido Verde Ecologista de México, integrantes de la LVIII Legislatura presentaron una iniciativa para promulgar la Ley de Responsabilidades Civiles por Daños y Deterioro Ambiental con la finalidad de utilizar la jurisdicción civil para proteger el medio ambiente y que cualquier persona afectada por una contingencia ambiental provocada por un tercero pudiera reclamar la reparación total del daño, o la administración pública o grupos ecologistas pudieran reclamar la reparación en especie. La iniciativa fue originalmente turnada para su análisis a las comisiones de Justicia y Derechos Humanos y a la de Medio Ambiente y Recursos Naturales, mismas que elaboraron el dictamen que aprobó el Pleno de la Cámara de Diputados el 13 de diciembre de 2002 por diputados de todos los partidos políticos (Fuente: Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública, 2006).

La obligatoriedad de resarcir el daño o deterioro al ambiente, al patrimonio o a la salud de las personas está sustentado en el principio “el que contamina paga” recomendado desde 1972 por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), desde entonces incorporado en documentos internacionales como la Declaración de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo de 1992, y en legislaciones de varios países (Recomendación OCDE, 1972).

La regulación para la prevención y control de la contaminación de los suelos, así como para su remediación se contempla en los siguientes artículos de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA); sin embargo, esta Ley establece lineamientos generales, por los que el Estado deberá desarrollar instrumentos normativos, como reglamentos y normas afines, que garanticen el cumplimiento de esta disposición jurídica (SEMARNAT, 2001).

Artículo 134.- Para la prevención y control de la contaminación del suelo se considerarán los siguientes criterios:

- I. Corresponde al Estado y a la sociedad prevenir la contaminación del suelo.
- II. Deben ser controlados los residuos en tanto que constituyen la principal fuente de contaminación de los suelos.
- III. Es necesario prevenir y reducir la generación de residuos sólidos, municipales e industriales; incorporar técnicas y procedimientos para su reúso y reciclaje, así como regular su manejo y disposición final eficientes.
- IV. La utilización de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas, debe ser compatible con el equilibrio de los ecosistemas y considerar efectos sobre la salud humana a fin de prevenir los daños que pudieran ocasionar.
- V. En los suelos contaminados por la presencia de materiales o residuos peligrosos, deberán llevarse a cabo las acciones necesarias para recuperar o restablecer sus condiciones, de tal manera que puedan ser utilizados en cualquier tipo de actividad prevista por el programa de desarrollo urbano o de ordenamiento ecológico que resulte aplicable.

Artículo 135.- Los criterios para prevenir y controlar la contaminación del suelo, se considerarán en los siguientes casos:

- I. La ordenación y regulación del desarrollo urbano.
- II. La operación de los sistemas de limpia y de disposición final de residuos municipales en rellenos sanitarios.
- III. La generación, manejo y disposición final de residuos sólidos, industriales y peligrosos, así como en las autorizaciones y permisos que al efecto se otorguen.
- IV. El otorgamiento de todo tipo de autorizaciones para la fabricación, importación, utilización y en general la realización de actividades relacionadas con plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas.

Artículo 136.- Los residuos que se acumulen o puedan acumularse y se depositen o infiltren en los suelos deberán reunir las condiciones necesarias para prevenir o evitar:

- I. La contaminación del suelo.
- II. Las alteraciones nocivas en el proceso biológico de los suelos.
- III. Las alteraciones en el suelo que perjudiquen su aprovechamiento, uso o explotación.
- IV. Los riesgos y problemas de salud.

Artículo 139.- Toda descarga, depósito o infiltración de sustancias o materiales contaminantes en los suelos se sujetará a lo que disponga esta LGEEPA, la Ley de Aguas Nacionales, sus disposiciones reglamentarias y las normas oficiales mexicanas que para tal efecto expida la Secretaría.

Artículo 140.- La generación, manejo y disposición final de los residuos de lenta degradación deberá sujetarse a lo que se establezca en las normas oficiales mexicanas que al respecto expida la Secretaría en coordinación con la Secretaría de Comercio y Fomento Industrial.

Artículo 142.- En ningún caso podrá autorizarse la importación de residuos para su derrame, depósito, confinamiento, almacenamiento, incineración o cualquier tratamiento para su destrucción o disposición final en el territorio nacional o en las zonas en que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción.

Artículo 152 bis.- Cuando la generación, manejo o disposición final de materiales o residuos peligrosos, produzca contaminación del suelo, los responsables de dichas operaciones deberán llevar a cabo las acciones necesarias para recuperar y restablecer las condiciones del mismo, con el propósito de que éste pueda ser destinado a alguna de las actividades previstas en el programa de desarrollo urbano o de ordenamiento ecológico que resulte aplicable, para el predio o zona respectiva.

Aunado a lo anterior, la Ley de Aguas Nacionales establece en su Artículo Primero: “La presente ley es reglamentaria del artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos en materia de aguas nacionales; es de observancia general en todo el territorio nacional, sus disposiciones son de orden público e interés social y tiene por objeto regular la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para lograr su desarrollo integral sustentable”.

La misma ley establece en su Artículo Segundo: “las disposiciones de esta ley son aplicables a todas las aguas nacionales, sean superficiales o del subsuelo” y finalmente en su Artículo Cuarto establece: “La autoridad y administración de aguas nacionales y de sus bienes públicos inherentes corresponde al Ejecutivo Federal, quién la ejercerá directamente o a través de la “Comisión”.

Debido a la falta de un reglamento que regule lo referente a la contaminación del suelo se utilizaba como práctica común la NOM-052-SEMARNAT-1993 (antes NOM-052-ECOL1993), el cuál era un parámetro para determinar si el suelo estaba contaminado o no. Práctica errónea, dado que el suelo contaminado es un componente del ambiente y no un residuo peligroso.

Así entonces para subsanar temporalmente los espacios reglamentarios se conformó a través de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) un Grupo de Trabajo Interinstitucional y Multidisciplinario con el objetivo principal de establecer criterios de restauración de suelos contaminados.

En forma paralela la Secretaria del Medio Ambiente (SMA) a través de la entonces Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación (DGPCC) del Departamento del Distrito Federal trabajó en definir los valores Límites de Limpieza para Suelo y Acuíferos Restaurados que hayan sido contaminados por Hidrocarburos.

En la actualidad se han detallado límites máximos permisibles para contaminantes a través de la NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, que establece los Límites Máximos Permisibles de Hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación, publicada el 30 de marzo del 2005 en el Diario Oficial de la Federación.

En las tablas 2.6 y 2.7 se presentan los límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos.

Tabla 2.6. Límites máximos permisibles para fracciones de hidrocarburos en suelo

Fracción de hidrocarburos	Uso de suelo predominante ¹ (mg/Kg base seca)		
	Agrícola ²	Residencial ³	Industrial
Ligera	200	200	500
Media	1200	1200	5000
Pesada	3000	3000	6000

¹ Para usos de suelo mixto, deberá aplicarse la especificación al menor valor de los usos de suelo involucrados.

² Agrícola incluye suelo forestal, recreativo, y de conservación.

³ Industrial incluye comercial.

Tabla 2.7. Límites máximos permisibles para hidrocarburos específicos en suelo

Hidrocarburos específicos	Uso de suelo predominante ¹ (mg/Kg base seca)		
	Agrícola ²	Residencial ³	Industrial
Benceno	6	6	15
Tolueno	40	40	100
Etilbenceno	10	10	25
Xilenos (suma de isómeros)	40	40	100
Benzo[α]pireno ⁴	2	2	10
Dibenzo [α, η] antraceno ⁴	2	2	10
Benzo[α]antraceno ⁴	2	2	10
Benzo[β]fluoranteno ⁴	2	2	10
Benzo[κ]fluoranteno ⁴	8	8	80
Indeno (1,2,3-cd)pireno ⁴	2	2	10

¹ Para usos de suelo mixto, deberá aplicarse la especificación al menor valor de los usos de suelo involucrados.

² Agrícola incluye suelo forestal, recreativo, y de conservación.

³ Industrial incluye comercial.

⁴ La determinación de hidrocarburos aromáticos polinucleares deberá realizarse únicamente en los casos que se pretende demostrar que se está cumpliendo con los límites máximos permisibles.

2.3.1 Normatividad mexicana del diésel en materia ecológica, de salud y seguridad ocupacional, transporte y sanitaria

Normatividad aplicable en materia ambiental

a) Residuos Peligrosos

De acuerdo con la NOM-052-ECOL-1993, relativa a las “características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente”, en el diésel se detecta en el lixiviado de un residuo en concentraciones superiores a 14.4 mg/L, éste automáticamente se convierte en un residuo peligroso, por su toxicidad al ambiente, y por lo tanto está sujeto a las regulaciones federales aplicables en la materia.

b) Actividades Altamente Riesgosas

El diésel está incluido en el 1er. y 2do. “Listado de actividades que deben considerarse altamente riesgosas” (Diario Oficial de la Federación del 26 de marzo de 1990 y 4 de mayo de 1992, respectivamente). El primer listado toma como criterio la toxicidad de la sustancia, mientras que el segundo criterio está referido a sus características inflamables o explosivas.

La cantidad de reporte para el diésel, en virtud de sus características tóxicas, es de 10,000 Kg, mientras que por sus características inflamables o explosivas el valor es de 100,000 Kgs. En otras palabras, las actividades que rebasen las cantidades de reporte antes señalada están obligadas, conforme a lo indicado en el artículo 146 de la Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, a realizar un estudio de riesgo y, en su caso, un Programa para la Prevención de Accidentes (art. 147).

Cantidad de reporte. La cantidad de reporte se refiere a la cantidad mínima de sustancia peligrosa en producción, procesamiento, transporte, almacenamiento, uso o disposición final, o la suma de estas, existentes en una instalación o medio de transporte dados, que al ser liberada, por causas naturales o derivadas de las actividades humanas, ocasionaría una afectación significativa al ambiente, la población o sus bienes.

Normatividad aplicable en materia de seguridad y salud ocupacional

La normatividad nacional en materia de salud y seguridad ocupacional es emitida por la Secretaría del Trabajo y Previsión Social (STPS). Al respecto, en la Tabla 2.8 se indica la normatividad de la STPS que aplica tanto al manejo del diésel como de otras sustancias químicas.

Tabla 2.8 Normas Oficiales Mexicanas en Materia de Salud y Seguridad Ocupacional. Aplicables al Manejo del diésel

NORMA	DESCRIPCION
-------	-------------

<u>NOM-001-STPS-1999</u>	Edificios, locales, instalaciones y áreas en los centros de trabajo. Condiciones de seguridad e higiene.
<u>NOM-002-STPS-1994</u>	Relativa a las condiciones de seguridad para la prevención y protección contra incendio en los centros de trabajo.
<u>NOM-005-STPS-1998</u>	Relativa a las condiciones de seguridad e higiene en los centros de trabajo para el manejo, transporte y almacenamiento de sustancias químicas peligrosas.
<u>NOM-009-STPS-1993</u>	Relativa a las condiciones de seguridad e higiene para el almacenamiento, transporte y manejo de sustancias corrosivas, irritantes y tóxicas en los centros de trabajo.
<u>NOM-010-STPS-1994</u>	Relativa a las condiciones de seguridad e higiene en los centros de trabajo donde se produzcan, almacenen o manejen sustancias químicas capaces de generar contaminación en el medio ambiente laboral.
<u>NOM-014-STPS-1993</u>	Relativa a las condiciones de seguridad e higiene para los trabajos que se desarrollen a presiones ambientales anormales.
<u>NOM-015-STPS-1994</u>	Relativa a la exposición laboral de las condiciones térmicas elevadas o abatidas en los centros de trabajo.
<u>NOM-016-STPS-1993</u>	Relativa a las condiciones de seguridad e higiene en los centros de trabajo referente a ventilación.
<u>NOM-017-STPS-1993</u>	Relativa al equipo de protección personal para los trabajadores en los centros de trabajo.
<u>NOM-018-STPS-1993</u>	Relativa a los requerimientos y características de los servicios de regaderas, vestidores y casilleros en los centros de trabajo.
<u>NOM-019-STPS-1993</u>	Constitución y funcionamiento de las comisiones de seguridad e higiene en los centros de trabajo (Esta Norma cancela a la publicada el 5 de diciembre de 1994).
<u>NOM-020-STPS-1993</u>	Relativa a los medicamentos, materiales de curación y personal que prestan los primeros auxilios en los centros de trabajo.
<u>NOM-021-STPS-1993</u>	Relativa a los requerimientos y características de los informes de los riesgos de trabajo que ocurran, para integrar las estadísticas.
<u>NOM-022-STPS-1999</u>	Electricidad estática en los centros de trabajo. Condiciones de seguridad e higiene.
<u>NOM-025-STPS-1993</u>	Relativa a los niveles y condiciones de iluminación que deben tener los centros de trabajo.
<u>NOM-026-STPS-1998</u>	Colores y señales de seguridad e higiene, e identificación de riesgos por fluidos conducidos en tuberías.

<u>NOM-029-STPS-1993</u>	Equipo de protección respiratoria. Código de seguridad para la identificación de botes y cartuchos purificadores de aire.
<u>NOM-030-STPS-1993</u>	Seguridad, equipo de protección respiratoria definiciones y clasificación.
<u>NOM-050-STPS-1993</u>	Higiene industrial.- Medio ambiente laboral. Determinación de tolueno en aire. Método de cromatografía de gases.
<u>NOM-083-STPS-1994</u>	Higiene industrial. Medio ambiente laboral. Determinación de sustancias químicas en el aire, método de cromatografía de gases.
<u>NOM-100-STPS-1994</u>	Seguridad. Extintores contra incendio a base de polvo químico seco con presión contenida. Especificaciones.
<u>NOM-101-STPS-1994</u>	Seguridad. Extintores a base de espuma química.
<u>NOM-102-STPS-1994</u>	Seguridad. Extintores contra incendio a base de bióxido de carbono. Parte 1. Recipientes.
<u>NOM-103-STPS-1994</u>	Seguridad. Extintores contra incendio a base de agua con presión contenida.
<u>NOM-104-STPS-1994</u>	Seguridad. Extintores contra incendio de polvo químico seco tipo ABC, a base de fosfato mono amónico.
<u>NOM-105-STPS-1994</u>	Seguridad. Tecnología del fuego. Terminología.
<u>NOM-106-STPS-1994</u>	Seguridad. Agentes extinguidores. Polvo químico seco tipo BC, a base de bicarbonato de sodio.
<u>NOM-113-STPS-1994</u>	Calzado de protección.
<u>NOM-114-STPS-1994</u>	Sistema para la identificación y comunicación de riesgos por sustancias químicas en los centros de trabajo.
<u>NOM-115-STPS-1994</u>	Cascos de protección. Especificaciones, métodos de prueba y clasificación.
<u>NOM-116-STPS-1994</u>	Seguridad. Respiradores purificadores de aire contra partículas nocivas.
<u>NOM-050-STPS-1993</u>	Higiene industrial. Medio ambiente laboral.- Determinación de tolueno en aire. Método de cromatografía de gases.
<u>NOM-083-STPS-1994</u>	Higiene industrial. Medio ambiente laboral. Determinación de sustancias químicas en el aire, método de cromatografía de gases.
<u>NOM-100-STPS-1994</u>	Seguridad. Extintores contra incendio a base de polvo químico seco con presión contenida.- Especificaciones.

Normatividad nacional aplicable en materia de transporte

El transporte de materiales peligrosos está regulado por la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT) .Las normas señaladas en la Tabla 2.9 aplican a las unidades destinadas al transporte de éste y otros materiales peligrosos.

Tabla 2.9 Normas Oficiales Mexicanas Aplicables al Transporte de diésel

NORMA	DESCRIPCION
<u>NOM-001-SCT4-1993</u>	Acero laminado para uso estructural en buques.
<u>NOM-002-SCT2-1994</u>	Listado de sustancias y materiales peligrosos más usualmente transportados.
<u>NOM-023-SCT4-1995</u>	Condiciones para el manejo y almacenamiento de mercancías peligrosas en puertos, terminales y unidades mar adentro.
<u>NOM-024-SCT2-1994</u>	Especificaciones para la construcción y reconstrucción, así como los métodos de prueba de los envases y embalajes de las sustancias materiales y residuos peligrosos.
<u>NOM-025-SCT4-1995</u>	Detección, identificación, prevención y sistemas contraincendios para embarcaciones que transportan hidrocarburos, químicos y petroquímicos de alto riesgo.
<u>NOM-027-SCT4-1995</u>	Requisitos que deben cumplir las mercancías peligrosas para su transporte en embarcaciones.
<u>NOM-028-SCT2/1998</u>	Disposiciones especiales para los materiales y residuos peligrosos de la clase 3 líquidos inflamables transportados.
<u>NOM-028-SCT4-1996</u>	Documentación para mercancías peligrosas y transportadas en embarcaciones: Requisitos y especificaciones.
<u>NOM-029-SCT2-1994</u>	Especificaciones para la construcción y reconstrucción de recipientes intermedios para gráneles (RIG).
<u>NOM-031-SCT4-1996</u>	Requisitos que deben cumplir los extintores portátiles para combatir incendios en embarcaciones y artefactos navales.
<u>NOM-032-SCT2-1995</u>	Para el transporte terrestre de materiales y residuos peligrosos. Especificaciones y características para la construcción y reconstrucción de contenedores cisterna destinados al transporte multimodal de materiales de las clases 3, 4, 5, 6, 7, 8 y 9.
<u>NOM-033-SCT4-1996</u>	Lineamientos para el ingreso de mercancías peligrosas a instalaciones portuarias.
<u>NOM-043-SCT2-1994</u>	Documento de embarque de sustancias, materiales y residuos peligrosos.

Normatividad nacional aplicable en materia de salud

Al respecto, la ley establece como competencia de las autoridades de salud, el control sanitario del proceso, uso importación, exportación, aplicación y disposición final de sustancias tóxicas o peligrosas para la salud.

En este sentido, en la tabla 2.10 se presenta la normatividad emitida por la Secretaría de Salud relacionada con los aspectos de control sanitario de las sustancias químicas que aplican en el caso del diésel.

Tabla 2.10 Normas Oficiales Mexicanas en Materia Sanitaria Aplicables al diésel

NORMA	DESCRIPCION
<u>NOM-047-SSA1-1993</u>	Que establece los límites biológicos máximos permisibles de disolventes orgánicos en el personal ocupacionalmente expuesto (benceno, tolueno y xileno).
<u>NOM-048-SSA1-1993</u>	Que establece el método normalizado para la evaluación de riesgos a la salud como consecuencia de agentes ambientales.
<u>NOM-056-SSA1-1993</u>	Requisitos sanitarios del equipo de protección personal.

2.4 TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS

Las técnicas de tratamiento consisten en la aplicación de procesos químicos, biológicos o físicos a desechos peligrosos o materiales contaminados a fin de cambiar su estado en forma permanente. Estas líneas se concentran en técnicas de tratamiento para suelos, fango residual, sedimentos y detritos.

Las técnicas de tratamiento destruyen contaminantes o los modifican a fin de que dejen de ser peligrosos o, por lo menos, para que sean menos peligrosos. Pueden reducir la cantidad de material contaminado presente en un lugar, retirar el componente de los desechos que los hace peligrosos o inmovilizar el contaminante en los desechos. Más adelante se describe cada una de las técnicas.

Factores que inciden en la eficiencia de una tecnología de remediación

El comportamiento de un contaminante en el suelo, así como la efectividad de una tecnología de remediación, están determinados por una variedad de factores que interactúan de manera compleja y que dependen de las características propias del contaminante así como de las del suelo. Por consiguiente, para la selección adecuada de una tecnología de remediación con buenas perspectivas de éxito, es indispensable considerar tanto las propiedades del contaminante como las del sitio contaminado. En general, dentro de los factores a considerar se encuentran los siguientes: a) Procesos químicos (reacciones de hidrólisis, oxidación, reducción, fotólisis); b) Procesos físicos o de transporte (sorción, advección, dispersión, difusión, volatilización y

solubilización); y c) Procesos biológicos (biodegradación, biotransformación). (Eweis *et al.* 1998, Riser-Rober). Como se muestran en la figura 2.2.

Figura 2.2 Diagrama de algunos procesos importantes que influyen en el destino y transporte de un contaminante durante su infiltración vertical

Además de considerar las propiedades del suelo y las de los contaminantes, y para facilitar la selección preliminar de las tecnologías que podrían emplearse para tratar un sitio en particular, es indispensable obtener una descripción detallada de los siguientes aspectos:

- Ubicación geográfica y uso del suelo afectado.
- Tipo de instalación que dio origen a la contaminación.
- Magnitud y distribución de la mancha.
- Formas de acceso al sitio, ubicación de poblaciones y cuerpos de agua.
- Tipo de vegetación, clima y topografía del sitio.
- Características ecológicas. Características hidrogeológicas (formaciones geológicas, ciclohidrológico y flujo de cuerpos de agua).

2.4.1 Caracterización del contaminante

Los compuestos químicos pueden clasificarse en orgánicos e inorgánicos. Los primeros, se componen básicamente de átomos de carbono, y pueden ser de origen antropogénico o natural. Los compuestos inorgánicos en cambio, generalmente no contienen átomos de carbono e incluyen a los metales (Sellers 1999). Para los fines de este trabajo los contaminantes orgánicos se han dividido a su vez en seis grupos: a) compuestos orgánicos volátiles (COV) no halogenados; b) COV halogenados; c) compuestos orgánicos semivolátiles (COS) no halogenados; d) COS halogenados; e) combustibles y f) explosivos (Van Deuren *et al.* 1997).

A continuación se describen algunas de las características fisicoquímicas importantes a determinar en un contaminante.

a) Estructura del contaminante. Cada compuesto químico posee características únicas que dictan el mecanismo o combinación de ellos, que controlan su movimiento y degradabilidad. Independientemente de la

naturaleza del contaminante, su estructura química determina su polaridad, solubilidad, volatilidad y capacidad para reaccionar con otras sustancias. Algunos compuestos son altamente resistentes a la transformación, mientras que otros son completamente química o bioquímicamente reactivos (Alexander 1994, Eweis *et al.* 1998, Sellers 1999).

b) Concentración. La concentración de un compuesto en un suelo es un factor de gran importancia para definir si el sitio puede remediarse con el uso de tecnologías biológicas, o si es necesario utilizar tecnologías fisicoquímicas o térmicas. Por ejemplo, compuestos tolerados a bajas concentraciones por muchos microorganismos, pueden ser tóxicos a concentraciones mayores (Alexander 1994).

c) Toxicidad. El factor clave para decidir la remediación de un sitio contaminado, es la toxicidad para los seres vivos. La descarga de químicos tóxicos a un suelo implica, entre muchos otros problemas, que son generalmente resistentes a la biodegradación. Si el contaminante como tal no es tóxico, algunos de sus componentes pueden ser tóxicos o inhibitorios para ciertos microorganismos, retardando o impidiendo la biodegradación de otros contaminantes degradables (Alexander *op. cit.*).

d) Solubilidad. Es la cantidad de un compuesto que puede disolverse en agua, es decir, define la disponibilidad potencial de los compuestos en la fase líquida. En general, la solubilidad disminuye al aumentar el tamaño de la molécula, y los compuestos polares son más solubles que los no polares. Por otra parte, para que la transformación biológica de un compuesto se lleve a cabo, es necesario que éste se encuentre en solución, por lo tanto la biodegradabilidad de un compuesto depende de su solubilidad (Alexander 1994, Eweis *et al.* 1998, Sellers 1999).

e) Coeficiente de partición de carbono orgánico (K_{oc}). Un " K_{oc} " alto indica que el compuesto orgánico se fija con firmeza a la materia orgánica en el suelo, por lo que se va poca cantidad del compuesto a las aguas superficiales o acuíferos. Un bajo " K_{oc} " sugiere la posibilidad de que el compuesto pueda ir a los cuerpos de agua. (Cuzcano)

f) Coeficiente de partición octanol/agua (K_{ow}). El K_{ow} indica la hidrofobicidad de una molécula y es un parámetro clave para determinar el destino de ésta en un medio. Es la relación entre la concentración de un compuesto en una fase de octanol y una fase acuosa, en un sistema octanol/agua. En otras palabras, el K_{ow} es una medida de la tendencia de un compuesto para separarse entre una fase orgánica y una acuosa. Los compuestos con valores bajos de K_{ow} (<10) se consideran relativamente hidrofílicos, mientras que los que tienen un K_{ow} alto ($>10^4$) son considerados hidrofóbicos y tienden a acumularse en superficies orgánicas como suelos con alto contenido de materia orgánica y especies acuáticas (Van Deuren *et al.* 1997).

g) Polaridad y carga iónica. Los compuestos no polares tienden a ser hidrofóbicos y se concentran preferencialmente en la materia orgánica del suelo. Los compuestos no polares generalmente tienen menor movilidad en el suelo que los compuestos polares. La carga iónica determina la capacidad de un compuesto para su adsorción en un sólido.

h) Difusión. La velocidad de movimiento de un contaminante a través del suelo, es proporcional a su concentración y a su coeficiente de difusión. La difusión de un contaminante hacia dentro y fuera de los poros del suelo controla su degradación. Es uno de los procesos abióticos que compite más efectivamente con los microorganismos por el sustrato (Alexander 1994 y Riser-Roberts 1998).

i) Sorción. Los mecanismos de sorción incluyen la adsorción, que es la atracción de un compuesto hacia una superficie sólida, y la absorción, que es la penetración de un contaminante en un sólido. La sorción de un químico tiene un gran impacto en su degradación y depende de las propiedades del contaminante y del suelo. La adsorción afecta la volatilización y difusión del contaminante (y por consiguiente su transporte y destino), así como su disponibilidad para microorganismos (Alexander 1994, Riser-Roberts 1998).

j) Volatilización. Es el proceso en el que un químico se mueve de una fase líquida o sólida a la gaseosa. La velocidad de volatilización de un compuesto en el suelo, es una función de su concentración, su presión de vapor y su solubilidad. Depende del tipo de compuesto, contenido de humedad, temperatura y porosidad del suelo, contenido de materia orgánica y de arcillas.

k) Densidad. La migración de un compuesto inmiscible depende de su densidad y viscosidad. La densidad determina la tendencia de la fase inmiscible a flotar o sumergirse en la superficie del suelo, y por consiguiente el lugar en donde éste quedará concentrado.

l) Constante de la Ley de Henry (H): Cuando la presión de vapor es alta con respecto a su solubilidad en agua, la constante de la ley de Henry también es alta y el compuesto preferentemente se evaporará en el aire. Un alto valor para la constante de la ley de Henry de un contaminante, podría sugerir que la inhalación sería la vía de exposición.

m) Biodegradabilidad. Es la susceptibilidad de un compuesto para ser transformado a través de mecanismos biológicos. Los compuestos orgánicos metabolizables y no tóxicos, normalmente son oxidados muy rápidamente por los microorganismos del suelo.

n) Reacciones de oxidación-reducción. Este tipo de reacciones pueden degradar compuestos orgánicos, o bien, convertir compuestos metálicos a formas que son más o menos solubles que la forma original del contaminante.

2.4.2 Clasificación de las tecnologías de remediación de suelos

Las tecnologías de remediación se pueden clasificar de diferentes maneras, en base a los siguientes principios:

- Estrategia de remediación.
- Lugar en que se realiza el proceso de remediación.
- Tipo de tratamiento.

Estrategia de remediación. Son tres estrategias básicas que pueden usarse separadas o en conjunto, para remediar la mayoría de los sitios contaminados:

- Destrucción o modificación de los contaminantes. Este tipo de tecnologías busca alterar la estructura química del contaminante.
- Extracción o separación. Los contaminantes se extraen y/o separan del medio contaminado, aprovechando sus propiedades físicas o químicas (volatilización, solubilidad, carga eléctrica).
- Aislamiento o inmovilización del contaminante. Los contaminantes son estabilizados, solidificados o contenidos con el uso de métodos físicos o químicos.

Lugar de realización del proceso de remediación. En general, se distinguen dos tipos de tecnología:

- *In situ*. Son las aplicaciones en las que el suelo contaminado es tratado, o bien, los contaminantes son removidos del suelo contaminado, sin necesidad de excavar el sitio. Es decir, se realizan en el mismo sitio en donde se encuentra la contaminación. En figura 2.3 se muestra un ejemplo de tratamiento *in situ*.

Figura 2.3 Tratamiento de un suelo contaminado *in situ*

- *Ex situ*. La realización de este tipo de tecnologías, requiere de excavación, dragado o cualquier otro proceso para remover el suelo contaminado antes de su tratamiento que puede realizarse en el mismo sitio (*on site*) o fuera de él (*off site*). En la figura 2.4 se muestra un tratamiento *ex situ*.

Figura 2.4 Tratamiento de un suelo contaminado *ex situ*

En la tabla 2.11 se presenta un resumen de las ventajas y desventajas de ambos tipos de tecnología.

Tabla 2.11 Ventajas y desventajas de las tecnologías de remediación *in situ* y *ex situ*

	<i>In situ</i>	<i>Ex situ</i>
Ventajas	Permiten tratar el suelo sin necesidad de excavar ni transportar. Potencial disminución en costos.	Menor tiempo de tratamiento. Más seguros en cuanto a uniformidad: es posible homogeneizar y muestrear periódicamente.
Desventajas	Mayores tiempos de tratamiento pueden ser inseguros en cuanto a uniformidad: heterogeneidad en las características del suelo. Dificultad para verificar la eficacia del proceso.	Necesidad de excavar el suelo aumento en costos e ingeniería para equipos. Debe considerarse la manipulación del material y la posible exposición al contaminante.

Tipo de tratamiento. Esta clasificación se basa en el principio de la tecnología de remediación y se divide en tres tipos de tratamiento: Tratamientos biológicos. Utilizan las actividades metabólicas de ciertos organismos (plantas, hongos, bacterias) para degradar (destrucción), transformar o remover los contaminantes a productos metabólicos inocuos.

2.4.2.1 Fitorremediación

Se basa en el empleo de plantas para extraer la contaminación del medio ambiente. Algunas plantas tienen la capacidad de concentrar metales en sus tejidos y en algunos casos son capaces de capturar y degradar plaguicidas, explosivos o hidrocarburos del suelo y las aguas subterráneas sea por sí mismas o por la acción de las bacterias que viven en sus raíces. Además las plantas contribuyen a reducir la acción del viento y la lluvia sobre las zonas contaminadas por lo que evitan que la contaminación se extienda a otras zonas.

Es eficaz en aquellos lugares en los que la concentración de contaminantes es reducida y requiere que éstos se encuentren en la rizosfera, profundidad a la que pueden llegar los sistemas radiculares de las plantas. Gracias al sistema de captación de nutrientes de las plantas, éstas pueden extraer del subsuelo los contaminantes que son introducidos en sus tejidos junto al agua y las sales

necesarias para el desarrollo de los vegetales. Una vez extraídas del suelo y ya dentro de la planta, los productos químicos pueden seguir diferentes rutas fisiológicas, es frecuente que se acumulen en ciertos tejidos (raíces, tallos u hojas) o que se transformen, por la acción del metabolismo vegetal en otras sustancias químicas de toxicidad inferior u oxidadas en su totalidad y liberadas a la atmósfera en forma de gases de la respiración, en algunos casos, los compuestos a tratar pueden quedar adsorbidos a las raíces de las plantas sin llegar a entrar en ellas o ser degradadas por la acción de las bacterias del suelo ayudadas por relaciones de simbiosis o sinergia con las raíces.

Puede aplicarse eficientemente para tratar suelos contaminados con compuestos orgánicos como benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (BTEX); solventes clorados; Hidrocarburos poliaromáticos (HAPs); desechos de nitrotolueno; agroquímicos clorados y organofosforados; además de compuestos inorgánicos como Cd, Cr (VI), Co, Cu, Pb, Ni, Se y Zn (Sellers, 1999). Se ha demostrado también su eficiencia en la remoción de metales radioactivos y tóxicos de suelos y agua. En la tabla 2.12; se presentan los diversos tipos de fitorremediación.

Existen varias limitaciones que deben considerarse para su aplicación: (a) el tipo de plantas utilizado determina la profundidad a tratar; (b) altas concentraciones de contaminantes pueden resultar tóxicas; (c) puede depender de la estación del año; (d) no es efectiva para tratar contaminantes fuertemente sorbidos; (e) la toxicidad y biodisponibilidad de los productos de la degradación no siempre se conocen y pueden movilizarse o bioacumularse en animales.

Tabla 2.12 Tipos de fitorremediación y metales absorbidos

Tipo	Proceso Involucrado	Contaminación Tratada
Fitoextracción	Las plantas se usan para concentrar metales en las partes cosechables (hojas y raíces).	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, plomo, selenio, zinc.
Rizofiltración	Las raíces de las plantas se usan para absorber, precipitar y concentrar metales pesados a partir de efluentes líquidos contaminados y degradar compuestos orgánicos.	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, plomo selenio, zinc isótopos radioactivos, compuestos fenólicos.
Fitoestabilización	Las plantas tolerantes a metales se usan para reducir la movilidad de los mismos y evitar el pasaje a napas subterráneas o al aire.	Lagunas de desechos de yacimientos mineros. Propuesto para fenólicos y compuestos clorados.

Fitoestimulación	Se usan los exudados radiculares para promover el desarrollo de microorganismos degradativos (bacterias y hongos).	Hidrocarburos derivados del petróleo y poliaromáticos, benceno, tolueno, atrazina.
Fitovolatilización	Las plantas captan y modifican metales pesados o compuestos orgánicos y los liberan a la atmósfera con la transpiración.	Mercurio, selenio y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano).
Fitodegradación	Las plantas acuáticas y terrestres captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos o no tóxicos.	Municiones (TNT, DNT, nitrobenzeno, nitrotolueno), atrazina, solventes clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenoles y nitrilos.

Figura 2.5 Partes de la planta para remover determinados metales

La técnica de fitorremediación es utilizada en la descontaminación de suelos contaminados por hidrocarburos biodegradables. En este caso, determinadas plantas, en especial algunas arbóreas, son capaces de alimentarse de este tipo de compuestos presentes en el suelo, e incorporarlos a su metabolismo, transformándolos en materia vegetal así como en productos gaseosos simples (CO_2 , agua) que se emiten durante la respiración vegetal.

2.4.2.2 Bioventeo

Su objetivo es estimular la biodegradación natural de cualquier compuesto biodegradable en condiciones aerobias. El aire se suministra en el sitio contaminado a través de pozos de extracción, por movimiento forzado (extracción o inyección), con bajas velocidades de flujo, con el fin de proveer solamente el oxígeno necesario para sostener la actividad de los microorganismos degradadores (Van Deuren y col., 1997). En la figura 2.6 se muestra la técnica del bioventeo.

Se utiliza para tratar compuestos orgánicos biodegradables semivolátiles (COSs) o no volátiles. Además de favorecer la degradación de contaminantes adsorbidos, pueden degradarse compuestos orgánicos volátiles (COVs), por medio de su movimiento a través del suelo biológicamente activo (Eweis y col., 1998). Se ha utilizado con éxito para remediar suelos contaminados con solventes no clorados, pesticidas y conservadores de la madera, entre algunos otros químicos.

Figura 2.6 Bioventeo de los contaminantes volátiles

Algunos factores que pueden limitar la efectividad del bioventeo son: (a) el tipo y la concentración del contaminante, (b) falta de nutrientes; (c) bajo contenido de humedad; y (d) dificultad para alcanzar el flujo de aire necesario (Eweis y col., 1998). Es una tecnología en la que los tiempos de limpieza pueden variar desde algunos meses hasta varios años, y sus costos de operación varían entre 10 y 70 USD/m³. Esta tecnología no requiere de equipo caro, pero los costos pueden variar en función de la permeabilidad del suelo, espacio disponible, número de pozos y velocidad de bombeo (Van Deuren y col., 1997).

2.4.2.3 Bioestimulación

La bioestimulación implica la circulación de soluciones acuosas (que contengan nutrientes y/u oxígeno) a través del suelo contaminado, para estimular la actividad de los microorganismos autóctonos, y mejorar así la biodegradación de contaminantes orgánicos o bien, la inmovilización de contaminantes inorgánicos *in situ* (Van Deuren y col., 1997). En la figura 2.7 se muestra la bioestimulación.

Se ha usado con éxito para remediar suelos contaminados con gasolinas, compuestos orgánicos volátiles (COVs), compuestos orgánicos semivolátiles (COSs), y pesticidas (Alexander, 1994). Estudios a escala piloto, han mostrado la biodegradación de suelos contaminados con desechos de municiones. Esta tecnología no es recomendable para suelos arcillosos, altamente estratificados o demasiado heterogéneos, ya que pueden provocar limitaciones en la transferencia de O₂. Otros factores que pueden limitar su aplicación, incluyen: (a) que el tipo del suelo no favorezca el crecimiento microbiano; (b) incremento en la movilidad de los contaminantes; (c) obstrucción en los pozos de inyección provocada por el crecimiento microbiano.

Figura 2.7 Bioestimulación

La limpieza de una pluma de contaminación, puede tomar varios años. Su costo oscila entre 30 y 100 USD/m³. La naturaleza y profundidad de los contaminantes y el uso de bioaumentación pueden aumentar sus costos (Van Deuren y col., 1997).

2.4.2.4 Bioaumentación

Consiste en la adición de microorganismos vivos, que tengan la capacidad para degradar el contaminante en cuestión, para promover su biodegradación o su biotransformación (Riser-Roberts, 1998). Esta tecnología se utiliza cuando se requiere el tratamiento inmediato de un sitio contaminado, o cuando la microflora autóctona es insuficiente en número o capacidad degradadora.

Se ha usado para tratar suelos contaminados con herbicidas, insecticidas (lindano, clordano), clorofenoles (PCP) y nitrofenoles y bifenilos policlorados (BPCs) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) (Alexander, 1994). También se ha aplicado efectivamente para tratar desechos con concentraciones relativamente altas de metales (Eweis y col., 1998).

Antes de llevar a cabo la bioaumentación en un sitio, deben realizarse cultivos de enriquecimiento, aislar microorganismos capaces de metabolizar o utilizar el contaminante como fuente de carbono, y cultivarlos hasta obtener grandes cantidades de biomasa (Alexander, 1994). Es una tecnología que puede durar varios meses o años, y su utilización no implica mucho capital ni costos de operación.

2.4.2.5 Biolabranza

Durante el proceso de biolabranza, el suelo contaminado es tratado en el mismo sitio por medio del arado. El suelo contaminado se mezcla con agentes de volumen y nutrientes, y se remueve periódicamente para favorecer su aireación. Las condiciones del suelo (pH, temperatura, aireación) se controlan para optimizar la velocidad de degradación y generalmente se incorporan cubiertas u otros métodos para el control de lixiviados (Riser-Roberts, 1998). La diferencia entra le biolabranza y el composteo, es que en la biolabranza, se mezcla el suelo contaminado con suelo limpio (Van Deuren y col., 1997). En la figura 2.8 se muestra la biolabranza.

Figura 2.8 Biolabranza

Los contaminantes tratados con éxito por biolabranza, incluyen diésel, gasolinas, lodos aceitosos, clorofenoles (PCP), creosota y coque, además de algunos pesticidas e hidrocarburos del petróleo (HTPs) (Alexander, 1994). Es una tecnología de gran escala, que se practica en los Estados Unidos, Canadá,

Reino Unido, Holanda, Suiza, Dinamarca, Francia y Nueva Zelanda (Reiser-Roberts, 1998).

La biolabranza debe manejarse con cuidado para prevenir la contaminación de acuíferos, superficies de agua, aire o en la cadena alimenticia. El mayor problema es la posibilidad de lixiviados de los contaminantes hacia suelo y agua. Otra limitante para su utilización, es que por la incorporación de suelo contaminado en suelo limpio, se genera un gran volumen de material contaminado. No es recomendable su uso para contaminantes diluidos, ni tampoco cuando no todos los contaminantes son biodegradables (Van Deuren y col., 1997). Es una tecnología de mediano a largo plazo. El costo para su aplicación en desechos peligrosos oscila entre 30 y 70 USD/m³ (Van Deuren y col., 1997; Reiser-Roberts, 1998).

2.4.2.6 Composteo

Es un proceso biológico controlado, por el cual pueden tratarse suelos y sedimentos contaminados con compuestos orgánicos biodegradables, para obtener subproductos inocuos estables. El material contaminado se mezcla con agentes de volumen (paja, aserrín, estiércol, desechos agrícolas), que son sustancias orgánicas sólidas biodegradables, adicionadas para mejorar el balance de nutrientes, así como para asegurar una mejor aireación y la generación del calor durante el proceso. Los sistemas de composteo incluyen tambores rotatorios, tanques circulares, recipientes abiertos y biopilas (Alexander, 1994; Eweis y col., 1998; Semple y col., 2001).

Las pilas estáticas (biopilas) son una forma de composteo en el cual, además de agentes de volumen, el sistema se adiciona con agua y nutrientes, y se coloca en áreas de tratamiento (que incluyen alguna forma de aireación y sistemas para colectar lixiviados). Las pilas de suelo generalmente se cubren con plástico para controlar los lixiviados, la evaporación y la volatilización de contaminantes, además de favorecer su calentamiento (Eweis y col., 1998). En la figura 2.9 se muestra un sistema de biopilas estáticas.

Figura 2.9 Representación esquemática de un sistema de biopilas estáticas

El composteo se ha usado con éxito para remediar suelos contaminados con clorofenoles (PCP), gasolinas, hidrocarburos del petróleo (HTPs), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). Se ha demostrado también la reducción, hasta niveles aceptables, en la concentración y toxicidad de explosivos (TNT). El uso de estrategias de composteo, se ha adoptado seriamente hasta los últimos 3 a 5 años (Van Deuren y col., 1997; Semple y col., 2001).

Algunas limitaciones del proceso son: (a) necesidad de espacio; (b) necesidad de excavar el suelo contaminado, lo que puede provocar la liberación de compuestos orgánicos volátiles (COVs); (c) incremento volumétrico del material a tratar; (d) no pueden tratarse metales pesados (Van Deuren y col., 1997).

El costo del composteo depende de: (a) la cantidad y fracción de suelo a tratar; (b) disponibilidad de agentes de volumen; (c) tipo de contaminantes y proceso; (d) necesidad de tratamientos previos y/o posteriores; y (e) necesidad de equipos para control de compuestos orgánicos volátiles (COVs). Es una tecnología que puede llevar desde algunas semanas hasta varios meses. Los costos típicos se encuentran entre 130 y 260 USD/m³ (Riser-Roberts, 1998).

2.4.2.7 Biorreactores

Los biorreactores pueden usarse para tratar suelos heterogéneos y poco permeables, o cuando es necesario disminuir el tiempo de tratamiento, ya que es posible controlar eficientemente, se emplean procesos químicos, físicos y biológicos, que mejoren y aceleren la biodegradación (Reiser-Roberts, 1998). Es la tecnología más adecuada cuando existen peligros potenciales de descargas y emisiones.

Uno de los reactores más utilizados para biorremediar suelos, es el biorreactor de lodos, en el cual el suelo contaminado se mezcla constantemente con un líquido, y la degradación se lleva a cabo en la fase acuosa por microorganismos en suspensión o inmovilizados en la fase sólida. El tratamiento puede realizarse también en lagunas construidas para este fin o bien en reactores sofisticados con control automático de mezclado (Alexander, 1994).

Los biorreactores de lodos aerobios, se utilizan principalmente para tratar hidrocarburos totales del petróleo (HTPs), compuestos orgánicos semivolátiles no halogenados y compuestos orgánicos volátiles (COVs). Se utilizan también reactores secuenciales de lodos aerobios/anaerobios para tratar bifenilos policlorados (BPCs), compuestos orgánicos semivolátiles halogenados, pesticidas y desechos de artillería (Van Deuren y col., 1997).

Algunos factores que pueden limitar el uso y efectividad de los biorreactores son: (a) el suelo debe tamizarse; (b) suelos heterogéneos y arcillosos pueden generar problemas de manipulación; (c) los productos intermediarios pueden ser más tóxicos que el contaminante original (en caso de explosivos o solventes clorados); (d) los residuos pueden requerir de tratamiento o disposición final (Van Deuren y col., 1997; Riser-Roberts, 1998). Los biorreactores de lodos

pueden clasificarse como una tecnología de corto a mediano plazo. El uso de biorreactores de lodos oscila entre 130 y 200 USD/m³.

2.4.3 Tratamientos fisicoquímicos

Este tipo de tratamientos, utiliza las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para destruir, separar o contener la contaminación. Al igual que el resto de las tecnologías de remediación, las fisicoquímicas pueden realizarse *in situ* o *ex situ*. Sin embargo, la mayoría de estas tecnologías se aplican *in situ*. Entre las tecnologías fisicoquímicas para tratamiento *in situ*, se encuentra la remediación electrocinética (RE), el lavado de suelos (LS), la extracción por solventes (ES), la extracción de vapores (EV) y la solidificación/estabilización (S/E).

2.4.3.1 Remediación electrocinética (RE)

La remediación electrocinética es una tecnología en desarrollo que aprovecha las propiedades conductivas del suelo, cuyo objetivo es separar y extraer contaminantes orgánicos e inorgánicos (metales) de suelos, lodos y sedimentos, con el uso de un campo eléctrico que permite remover las especies cargadas (iones). Implica la aplicación de una corriente directa de baja intensidad entre un electrodo positivo y uno negativo (Van Cauwenberghe, 1997; Paillat y col., 2000).

Los iones metálicos, iones amonio y compuestos orgánicos con carga positiva, migran hacia el cátodo; mientras que los aniones como el cloruro, cianuro, fluoruro, nitratos y compuestos orgánicos cargados negativamente se mueven hacia el ánodo (EPA, 2001). En la figura 2.10 se muestra la electrodescontaminación.

Pueden tratarse contaminantes orgánicos polares y metales pesados. Se ha utilizado a nivel piloto, para tratar contaminantes inorgánicos como Pb, Ni, Hg, As, Cu, Zn y Cr; además de orgánicos como benceno, tolueno y xileno (BTX). Es una tecnología que puede emplearse para mejorar otras tecnologías de remediación como la biorremediación y la remoción de contaminantes no solubles (Sellers, 1999). En la tabla 2.13 se muestran las ventajas y desventajas de la electrocinética.

Su eficiencia disminuye en medios con un contenido de humedad menor a 10 %; la presencia de ciertos metales o materiales aislados provocan variaciones en la conductividad eléctrica del suelo; depósitos minerales (alta conductividad eléctrica) pueden provocar problemas; valores extremos de pH y reacciones de óxido-reducción pueden disminuir su eficiencia y formar productos indeseables. Los costos varían en función de la cantidad de suelo a tratar, su conductividad, tipo de contaminante y tipo de proceso. Los costos netos son cercanos a 50 USD/m³.

Tabla 2.13 Principales ventajas y desventajas de la electrocinética

Ventajas	Desventajas
<ul style="list-style-type: none"> • Es una tecnología disponible comercialmente. • El contaminante puede separarse con facilidad del suelo, incluso en forma pura. • Es una alternativa eficiente para la remediación <i>in situ</i> de sitios contaminados con metales. • Se puede aplicar eficientemente en suelos arcillosos (poco permeables). 	<ul style="list-style-type: none"> • No es aplicable a todo tipo de suelos. • El suelo tratado pierde ligeramente su fertilidad. • Es necesario hidratar el suelo al menos 24 horas antes de iniciar el tratamiento. • Se utilizan valores extremos de pH y reacciones de óxido-reducción pueden disminuir su eficiencia y formar productos indeseables.

Figura 2.10 Esquema del proceso de electrodescontaminación

2.4.3.2 Lavado de suelos

Los contaminantes sorbidos en las partículas finas del suelo son removidos con el uso de soluciones acuosas en un suelo excavado. De esta manera se reduce el volumen del material contaminado, ya que las partículas finas son extraídas del resto del suelo. En figura 2.11 se muestra el lavado de suelos.

Figura 2.11 Esquema del proceso de lavado de suelos

El lavado de suelos se ha utilizado con éxito para tratar suelos contaminados con hidrocarburos, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), clorofenoles (PCP), pesticidas y metales pesados. Los surfactantes usados en el lavado pueden adherirse al suelo y disminuir su porosidad; los fluidos pueden reaccionar con el suelo reduciendo la movilidad de los contaminantes. El lavado es una tecnología de corto a mediano plazo, para el lavado el costo promedio es de 150 USD/m³.

2.4.3.3 Extracción por solventes

Este tipo de procesos, utiliza solventes orgánicos para disolver los contaminantes y así removerlos del suelo. Los contaminantes que se pueden extraer por medio de esta técnica son los bifenilos policlorados y aceites. En la figura 2.12 se muestra el proceso de extracción por solventes.

Figura 2.12 Esquema del proceso de extracción

Antes de utilizar la extracción por solventes, el suelo debe ser excavado del área contaminada para ser tratado. Se tamiza el suelo para remover objetos grandes como rocas o escombros. Luego se coloca el suelo tamizado en una máquina llamada extractor donde se mezcla con un solvente. El tipo de solvente dependerá de los químicos nocivos presentes y del material a ser tratado. Las soluciones utilizadas y los solventes pueden alterar las propiedades

fisicoquímicas del suelo; es difícil tratar suelos poco permeables o heterogéneos.

Los solventes utilizados en el proceso de extracción con solventes son los siguientes:

- Dióxido de carbono líquido
- Butano
- Acetona
- Hexano
- Propano
- Trietilamina
- Metanol
- Éter dimetílico

2.4.3.4 Inundación del suelo

Grandes cantidades de agua, en ocasiones con algún aditivo, se aplican al suelo o se inyectan en cuerpos de agua cercanos, para aumentar el nivel del agua en la zona contaminada, favoreciendo así el paso de los contaminantes del suelo hacia el cuerpo de agua. Un sistema de inundación, debe incluir la extracción y tratamiento del agua contaminada (Sellers, 1999; EPA, 2001). Por medio de inundación, pueden recuperarse compuestos inorgánicos (metales), y tratarse compuestos orgánicos volátiles (COVs), compuestos orgánicos semivolátiles (COSs), gasolinas y pesticidas. Es una tecnología de corto a mediano plazo. Sus costos oscilan entre 20 y 200 USD/m³.

2.4.3.5 Extracción de vapores (EV)

También conocida como ventilación del suelo, vaporización y volatilización, es una tecnología en la que se aplica un vacío al suelo, para inducir un flujo controlado y continuo de aire, y remover así contaminantes volátiles y semivolátiles del suelo. La extracción de vapores usualmente se lleva a cabo *in situ*. Sin embargo, en algunos casos, puede usarse como una tecnología *ex situ* (Riser-Roberts, 1998; EPA, 2001). La efectividad del sistema de EV depende principalmente de la volatilidad de los contaminantes y de la permeabilidad y homogeneidad del suelo (Sellers, 1999). En la figura 2.13 se muestra la extracción de vapores.

Figura 2.13 Extracción de vapores

La extracción de vapores a menudo es usada para remediar sitios contaminados por derrames o fugas de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y algunas gasolinas; puede aplicarse en zonas insaturadas. Además, puede facilitar e inducir otros procesos de remediación como la biodegradación de contaminantes poco volátiles.

No es recomendable para la remoción de aceites pesados, metales, bifenilos policlorados (BPCs) o dioxinas; la técnica solo es aplicable para compuestos volátiles; la humedad, contenido de materia orgánica y permeabilidad del suelo al aire, afectan la eficiencia del proceso; no es una tecnología adecuada para zonas saturadas; un alto contenido de partículas finas afectan la operación del sistema; la descarga de aire del sistema puede requerir tratamiento; los líquidos residuales deben tratarse o disponerse. Los costos de operación se encuentran entre 10 y 50 USD/m³.

2.4.3.6 Solidificación/estabilización (S/E)

La solidificación/estabilización es un proceso en el que el suelo contaminado se mezcla con aditivos para inmovilizar los contaminantes, disminuyendo o eliminando la lixiviación. La solidificación se refiere a las técnicas que encapsulan (atrapan físicamente) al contaminante formando un material sólido, y no necesariamente involucra una interacción química entre el contaminante y los aditivos solidificantes. La estabilización limita la solubilidad o movilidad del contaminante, generalmente por la adición de materiales, como cemento Portland, cal o polímeros, que aseguren que los constituyentes peligrosos se mantengan en su forma menos móvil o tóxica (Sellers, 1999; EPA, 2001). En la figura 2.14 se muestra un ejemplo de solidificación/estabilización.

Figura 2.14 Esquema del proceso de inyección de lechada de cemento bajo una mancha de contaminación

La solidificación/estabilización puede realizarse tanto *in situ* como *ex situ*. Para la solidificación/estabilización *ex situ*, el material a tratar debe excavar para tratarse, de manera que el material resultante sea dispuesto. En la solidificación/estabilización *in situ* pueden utilizarse sistemas para cubrir los suelos contaminados sin necesidad de excavar, de manera que el material se deja en el mismo sitio (EPA, 2001). Los procesos de solidificación/estabilización son usualmente utilizados para tratar contaminantes inorgánicos, como suelos y lodos contaminados con metales.

Los compuestos orgánicos volátiles (COVs) tienden a volatilizarse durante el mezclado del suelo con los agentes de solidificación/estabilización, y

generalmente éstos no son inmovilizados; la profundidad a la que se encuentre el contaminante limita algunos procesos; el material solidificado puede impedir el futuro uso del sitio; los metales volátiles (Pb, Cd, As, Hg) pueden volatilizarse durante el tratamiento; no es recomendable para sitios con más de 25 % de metales (Riser-Roberts, 1998). La solidificación/estabilización son tecnologías de corto a mediano plazo.

2.4.4 Tratamiento químico

El tratamiento químico, típicamente involucra reacciones de oxidación-reducción (redox) que convierten químicamente compuestos tóxicos o peligrosos a compuestos menos tóxicos o no peligrosos, que son más estables, menos móviles o inertes. Los agentes oxidantes más usados para tratar contaminantes peligrosos en el suelo, son el ozono, peróxido de hidrógeno, hipocloritos, cloro, dióxido de cloro y el reactivo de Fenton (peróxido de hidrógeno y hierro). Este método puede aplicarse *in situ* o *ex situ* en suelos, lodos, sedimentos y otros sólidos. En la figura 2.15 se muestra un esquema de la oxidación química.

Por este método pueden tratarse principalmente compuestos inorgánicos. Sin embargo, puede usarse con menor eficiencia para compuestos orgánicos no volátiles no halogenados y compuestos orgánicos semivolátiles (COSs), gasolinas, y pesticidas.

Puede ocurrir una oxidación incompleta o formación de compuestos intermediarios, dependiendo del contaminante y el agente oxidante usado; la presencia de aceites y grasas disminuye la eficiencia; los costos se incrementan para altas concentraciones de contaminantes. Es una tecnología de corto a mediano plazo, cuyos costos oscilan entre 190 y 600 USD/m³ (Van Deuren y col., 1997).

Figura 2.15 Esquema de la oxidación química

2.4.5 Separación física

Las técnicas de separación buscan concentrar los contaminantes sólidos por medios físicos y químicos. La mayoría de los contaminantes orgánicos e inorgánicos tienden a unirse, química o físicamente, a la fracción más fina del suelo. Las partículas finas de arcillas y sedimentos pueden separarse de arenas y gravas gruesas para concentrar los contaminantes en volúmenes menores de suelo. De esta manera, el volumen de suelo obtenido puede tratarse o disponerse.

La separación *ex situ* puede realizarse por varios procesos. La separación por gravedad (por diferencia de densidad entre fases) y la separación por tamaño de partícula (concentración de contaminantes en volúmenes menores) son dos procesos bien desarrollados. En cambio, la separación magnética (extracción de partículas magnéticas) es un proceso mucho más novedoso que aún se encuentra en desarrollo (EPA, 2001). Los contaminantes que pueden tratarse por separación física son los compuestos orgánicos semivolátiles (COSs), gasolinas y compuestos inorgánicos. Pueden usarse para algunos compuestos orgánicos volátiles (COVs) y pesticidas. La separación magnética se usa específicamente para metales pesados y partículas magnéticas radioactivas (plutonio y uranio).

Alto contenido de arcillas y de humedad incrementa los costos del tratamiento; la separación por gravedad asume diferencias entre la densidad de la fase sólida y líquida; la gravedad específica de las partículas afectan la eficiencia del proceso.

2.4.6 Tratamientos térmicos

Utilizan calor para incrementar la volatilización (separación), quemar, descomponer o fundir (inmovilización) los contaminantes en un suelo. Los tratamientos térmicos ofrecen tiempos muy rápidos de limpieza, pero son generalmente los más caros. Sin embargo, estas diferencias son menores en las aplicaciones *ex situ* que *in situ*. Los altos costos se deben a los costos propios para energía y equipos, además de ser intensivos en mano de obra. Al igual que las tecnologías fisicoquímicas y a diferencia de las biológicas, los procesos térmicos incluyen la destrucción, separación e inmovilización de contaminantes. Los procesos térmicos utilizan la temperatura para incrementar la volatilidad (separación), quemado, descomposición (destrucción) o fundición de los contaminantes (inmovilización).

Las tecnologías térmicas de separación producen vapores que requieren de tratamiento; las destructivas producen residuos sólidos (cenizas) y, en ocasiones, residuos líquidos que requieren de tratamiento o disposición. Es importante hacer notar que para ambos tipos de tratamiento, el volumen de residuos generados que requieren de tratamiento o disposición, es mucho menor que el volumen inicial (Van Deuren y col., 1997).

La mayoría de las tecnologías térmicas pueden también aplicarse *in situ* y *ex situ*. Dentro de las tecnologías térmicas *ex situ*, principalmente se encuentran la incineración, pirólisis y desorción térmica. Una de las tecnologías que se emplean *in situ* es la extracción con vapor mejorada por temperatura.

2.4.6.1 Desorción térmica (DT)

Los procesos de desorción térmica consisten en calentar (90 a 540) °C el suelo contaminado con contaminantes orgánicos, con el fin de vaporizarlos y por consiguiente separarlos del suelo. El calor acelera la liberación y el transporte de contaminantes a través del suelo, para posteriormente ser dirigidos hasta un sistema de tratamiento de gases con el uso de un gas acarreador o un sistema de vacío. Es un proceso de separación física no destructivo. En base a la temperatura de operación, la desorción térmica puede clasificarse en dos grupos (EPA, 2001):

- Desorción térmica de alta temperatura (DTAT). Es una tecnología a gran escala en la cual, los desechos son calentados a temperaturas entre 320 y 560 ° C. Frecuentemente se utiliza en combinación con la incineración o S/E, dependiendo de las condiciones específicas.
- Desorción térmica de baja temperatura (DTBT). Los desechos se calientan a temperaturas entre 90 y 320 ° C. Es una tecnología a gran escala que se ha probado con éxito en el tratamiento de varios tipos de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo (HTPs).
- La desorción térmica puede implementarse por: (a) inyección a presión de aire caliente, (b) inyección de vapor o (c) calentamiento del suelo por ondas de radio (radiofrecuencia), que producen energía que se transforma en energía térmica.

El proceso de desorción térmica puede aplicarse en general, para la separación de compuestos orgánicos de desechos, así como para suelos contaminados con creosota e hidrocarburos. Los sistemas de DTBT pueden usarse para tratar compuestos orgánicos volátiles no halogenados y gasolinas y, con menor eficiencia, para compuestos orgánicos semivolátiles (COSs). Los procesos de DTAT se utilizan principalmente para tratar compuestos orgánicos semivolátiles (COSs), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), bifenilos policlorados (BPCs) y pesticidas, pero pueden aplicarse también para compuestos orgánicos volátiles (COVs) y gasolinas (Van Deuren y col., 1997). En la figura 2.16 se muestra la desorción térmica.

La presencia de cloro puede afectar la volatilización de algunos metales como el plomo. Su uso varía en función de la temperatura que pueda alcanzarse durante el proceso seleccionado. Estas tecnologías no son efectivas en zonas saturadas, suelos muy compactos o con permeabilidad variable, además de que producen emisiones gaseosas. La limpieza de suelos contaminados con hidrocarburos por desorción térmica varía entre 50 y 350 USD/m³. En términos

generales, la desorción térmica con uso de vapor puede costar más de 400 USD/m³.

Figura 2.16 Esquema de tratamiento térmico

2.4.6.2 Incineración

En los procesos de incineración tanto *in situ* como *ex situ*, se utilizan altas temperaturas de operación que van desde los 870 a los 1200 °C, con la finalidad de volatilizar y quemar compuestos orgánicos y halogenados en presencia de oxígeno. Generalmente se utilizan combustibles para iniciar el proceso de combustión. Las eficiencias de remoción y destrucción de los incineradores operados adecuadamente exceden el 99.99 %. Sin embargo, los gases de combustión generalmente requieren de tratamiento. Existen diferentes tipos de incineradores (Van Deuren y col., 1997).

- Combustión de lecho circulante (CLC). Utilizan altas velocidades en la entrada de aire, lo que provoca la circulación de los sólidos, creando una zona de combustión turbulenta favoreciendo la destrucción de hidrocarburos tóxicos. Los incineradores de CLC operan a temperaturas menores que los incineradores convencionales (790 a 880) °C.
- Lecho fluidizado. Utiliza aire a alta velocidad para provocar la circulación de las partículas contaminadas y opera a temperaturas mayores a 870 °C.
- Tambor rotatorio. La mayoría de los incineradores comerciales son de este tipo, y están equipados con un “dispositivo de postcombustión”, un extintor y un sistema para el control de emisiones. Son cilindros rotatorios con una ligera inclinación que opera a temperaturas por arriba de los 980 °C.

Se usa para remediar suelos contaminados con explosivos, residuos peligrosos como hidrocarburos clorados, bifenilos policlorados (BPCs) y dioxinas. Es necesario tratar los gases de combustión (dioxinas y furanos); para el tratamiento de bifenilos policlorados (BPCs) y dioxinas, deben emplearse

incineradores fuera del sitio; los metales pesados pueden producir cenizas que requieren estabilización; para tratar metales volátiles (Pb, Cd, Hg y As) se necesitan sistemas de limpieza de gases; los metales pueden reaccionar con otros compuestos formando compuestos más volátiles y tóxicos. Es una tecnología de corto a largo plazo. Los costos de incineradores fuera del sitio oscilan entre 200 y 1000 USD/tonelada; para tratar suelos contaminados con dioxinas y bifenilos policlorados (BPCs) los costos van desde los 1,500 a 6,000 USD/tonelada.

2.4.6.3 Vitrificación

El proceso de vitrificación puede llevarse a cabo *in situ* o *ex situ*, y utiliza una corriente eléctrica para fundir los suelos contaminados con temperaturas que van de 1600 a 2000 ° C. Es un proceso que estabiliza la mayoría de los contaminantes inorgánicos y destruye los compuestos orgánicos. El producto de la vitrificación es un material cristalino químicamente estable que no produce lixiviados, en el cual quedan incorporados los compuestos inorgánicos. Durante el proceso, las altas temperaturas, provocan la destrucción o remoción de los materiales orgánicos (EPA, 2001). En la figura 2.17 se muestra la técnica de vitrificación.

Figura 2.17 Esquema básico del proceso de vitrificación

La vitrificación es usada generalmente para inmovilizar la mayoría contaminantes inorgánicos. Sin embargo, se ha probado que el proceso también puede destruir o remover compuestos orgánicos volátiles (COVs) y compuestos orgánicos semivolátiles (COSs) y otros compuestos orgánicos como dioxinas y bifenilos policlorados (BPCs). Las limitaciones de la vitrificación son las mismas que se señalan en los procesos de estabilización/solidificación. Los costos de operación de la vitrificación varían en función de los costos de energía eléctrica, humedad del sitio y profundidad a la que se realice el proceso.

En la tabla 2.14, se muestran las principales ventajas y desventajas del uso o aplicación de los métodos biológicos, fisicoquímicos y térmicos.

Tabla 2.14 Ventajas y desventajas de las tecnologías de remediación, clasificadas de acuerdo al tipo de tratamiento

Ventajas		Desventajas
Tratamientos biológicos	Son efectivos en cuanto a costos. Son tecnologías más benéficas para el ambiente. Los contaminantes generalmente son destruidos. Se requiere un mínimo o ningún tratamiento posterior.	Requieren mayores tiempos de tratamiento (6 - 9 meses). Es necesario verificar la toxicidad de intermediarios y/o productos. No pueden emplearse si el tipo de suelo no favorece el crecimiento microbiano.
Tratamientos fisicoquímicos	Son efectivos en cuanto a costos. Pueden realizarse en periodos cortos. El equipo es accesible y no se necesita de mucha energía ni ingeniería.	Los residuos generados por técnicas de separación, deben tratarse o disponerse: aumento en costos y necesidad de permisos. Los fluidos de extracción pueden aumentar la movilidad de los contaminantes: necesidad de sistemas de recuperación.
Tratamientos térmicos	Permite tiempos rápidos de limpieza.	Es el grupo de tratamientos más costoso. Los costos aumentan en función del empleo de energía y equipo. Intensivos en mano de obra y capital

Además de las clasificaciones anteriores, las tecnologías de remediación pueden clasificarse en base al tiempo que llevan en el mercado y al grado de desarrollo en el que se encuentran, en tecnologías tradicionales y en tecnologías innovadoras (EPA, 2001).

- Tecnologías tradicionales. Son tecnologías utilizadas comúnmente a gran escala, cuya efectividad ha sido probada. La información disponible acerca de costos y eficiencia es de fácil acceso. Entre las tres tecnologías tradicionales usadas con mayor frecuencia, se encuentran: la incineración *in situ* y *ex situ*, la solidificación/estabilización, la extracción de vapores y la desorción térmica.
- Tecnologías innovadoras. Son tecnologías propuestas más recientemente, que pueden encontrarse en diferentes etapas de desarrollo (investigación, escala piloto o gran escala). Su limitado número de aplicaciones genera la falta de datos acerca de sus costos y eficiencias. En general, una tecnología de tratamiento se considera novedosa si su aplicación a gran escala ha sido limitada.

2.4.7 Lavado de suelos con surfactantes

El lavado de suelos con surfactantes, es un método que consiste en remover del suelo los contaminantes que en él se encuentran. Esta técnica consiste en agregar una solución con surfactantes a fin de que ésta forme micelas o movilice de los suelos dichos contaminantes. La efectividad de los procesos de lavado de suelos fue sintetizada en una revisión crítica de tecnologías de tratamiento físico/químico para suelos y sedimentos contaminados por compuestos orgánicos, concluyéndose que los surfactantes son una opción aceptable. El lavado de suelos con surfactantes, puede ser utilizado en forma preliminar o simultánea a los procesos de remoción (solubilización, movilización, biodegradabilidad) y es recomendable para la desorción de contaminantes tales como metales pesados e hidrocarburos, ambos en altos niveles de concentración. Los factores a tomarse en cuenta para su aplicación son la eficiencia en la recuperación y reúso y la eliminación del surfactante utilizado y sorción de los surfactantes en el suelo. En la figura 2.18 se muestra la sorción del surfactante en el suelo.

Figura 2.18 Sorción del surfactante en el suelo

La aplicación de la solución con surfactante es un método rápido de recuperación de contaminantes del subsuelo. La ventaja de esta tecnología comparada con ciertas tecnologías de lavado de suelos, es la capacidad que tiene para remover grandes cantidades de los contaminantes en un período relativamente corto. Sin embargo, pueden existir riesgos asociados con la aplicación de esta tecnología, como el de extender la contaminación a través de una migración vertical no controlada debido a que no se recupere adecuadamente la solución con el surfactante y el contaminante, e incrementar la concentración de contaminantes en el agua subterránea, y en el caso de la utilización de pozos verticales la posible necesidad de contener a largo plazo los contaminantes no recuperados.

2.4.7.1 Técnicas Utilizadas en el Lavado de Suelos

La técnica de lavado con surfactantes aún se encuentra en desarrollo para ser competentes ante otras técnicas. Las técnicas de lavado *in situ*, a menudo tienen mayor ventaja sobre otras tecnologías en términos de costo, impacto ambiental y destrucción de contaminantes tóxicos. El lavado de suelos con surfactantes *in situ* muestra potencial para la remediación de sitios los cuales están contaminados con compuestos orgánicos de baja solubilidad en agua. Estas técnicas están aún en etapa de desarrollo, pero muestran promesas para la remoción de hidrófobos orgánicos de baja volatilidad tales como los BPC y los hidrocarburos aromáticos poli nucleares de suelos y acuíferos contaminados.

A continuación, se presentan algunos estudios que se han realizado con la técnica de lavado con surfactantes, para la remoción de contaminantes y los resultados obtenidos:

- David A. Edwards et al. midieron las solubilidades aparentes del naftaleno, fenantreno y pireno en soluciones de surfactantes no iónicos de polioxietileno (uno del tipo Alquil POE), dos del tipo octilfenol y uno del tipo nonilfenol). Las solubilidades aparentes de las soluciones de surfactante se determinaron por técnicas de radio trazadores. De sus experimentos encontraron que la solubilidad de estos Hidrocarburos Poliaromáticos (HPA), incrementaba en forma lineal con las dosis de surfactante a concentraciones acuosas mayores a la Concentración Micelar Critica (CMC). La pendiente de esta relación para cada solución de surfactante y compuesto de Hidrocarburos Poliaromáticos (HPA), la fracción mol de HPA en la fase micelar/fase acuosa. Los compuestos HPA se solubilizaron en el intervalo de 0.04-0.4 mol de HPA/ mol de surfactante micelar con valores de K_m en el intervalo de $10^{4.6}$ - $10^{6.5}$. Los valores de $\log K_m$ para un sistema particular surfactante-HPA parecen estar correlacionados con los coeficientes de partición HPA octanol-agua. Estos datos pueden ser usados con información adicional sobre el surfactante y la sorción del HPA sobre el suelo para estimar la solubilidad del HPA en sistemas suelo-agua-surfactante.

2.4.7.2 Estudios realizados de lavado *in situ* en laboratorios

Existen varios estudios relacionados con el lavado de suelos contaminados, con surfactantes, tanto *in situ* como en el laboratorio, además de programas matemáticos para predecir la solubilización y movilización de los Fase líquida no acuosa (NAPL), en los estudios utilizan diferentes mecanismos como: solubilización, movilización, biodegradación, usando diferentes tipos de contaminante como: Policloroetileno (PCE), Tetracloroetileno (TCE), Hidrocarburos Poliaromáticos (HPA), dodecano, fenantreno, aceite de transmisión automática, antraceno en orto diclorobenceno, petróleo crudo, etc., y una diversidad de surfactantes y medios porosos, así como diferentes tipos de columnas, cajas experimentales, *in situ*, etc.

- David A. Edwards et al. Emplearon mezclas de surfactantes: Alquilfenoles y de alquilfenoletoxilados con el fin de remover hidrocarburos poliaromáticos: naftaleno, fenantreno y pireno; logrando la solubilización de los estos. Encontraron que la solubilidad de estos Hidrocarburos Poliaromáticos (HPA), incrementaba en forma lineal con las dosis de surfactante a concentraciones acuosas mayores a la Concentración Micelar Critica (CMC). Los compuestos Hidrocarburos Poliaromáticos (HPA) se solubilizaron en el intervalo de ~ 0.04 - 0.4 mol de HPA/ mol de surfactante micelar con valores de K_m en el intervalo de $10^{4.6}$ - $10^{6.5}$. Los valores de $\log K_m$ para un sistema particular surfactante-HPA parecen ser correlacionados con los coeficientes de partición Hidrocarburos Poliaromáticos (HPA) octanol-agua. Estos datos pueden ser usados con información adicional sobre el surfactante y la sorción del HPA sobre el suelo para estimar la solubilidad del Hidrocarburos Poliaromáticos (HPA) en sistemas suelo-agua-surfactante.
- Boris N. Aronstein et al. Efectuaron un estudio conducido a determinar si un surfactante no iónico Novel II 1412-56, agregado a la superficie de un suelo arcilloso limoso aumentaría la biodegradación de fenantreno y bifenilo presentes en ese medio poroso. En el estudio se dedujo que el surfactante Novel II 1412-56 a concentraciones de $10 \mu\text{g/L}$ aumenta el rango y extensión de la mineralización del fenantreno y con $100 \mu\text{g/L}$ del mismo surfactante no resultó en lixiviación ni del fenantreno, ni del bifenilo, pero en los productos de la biodegradación fueron encontrados en el suelo lixiviado con el surfactante, de lo cual se deduce que a bajas concentraciones puede ser útil para usarse en la biodegradación *in situ*, de lugares contaminados con contaminantes hidrófobos.
- Sun y Puri Investigaron la solubilización y movilización de los Hidrocarburos Poliaromáticos (HPA) de un suelo limoso arcilloso en columnas de vidrio verticales, por medio de surfactantes comerciales etoxilados, aniónicos, no iónicos y catiónicos. De acuerdo a los experimentos se demostraron que el surfactante no iónico, inicio movilizandolos Hidrocarburos Poliaromáticos (HPA) del suelo a la fase acuosa, aún en concentraciones muy por debajo de la Concentración Micelar Critica (CMC) y a mayores concentraciones del mismo la movilización de los HPA a la fase acuosa se incrementó, con respecto a los surfactantes aniónicos y catiónicos no demostraron ningún efecto de solubilización, sino hasta después de alcanzar la Concentración Micelar Critica (CMC).
- J.C. Fountain utilizaron de surfactantes para incrementar la solubilidad de contaminantes orgánicos. NAPL como el policloroetileno (PCE).en Arena Ottawa 40-270 MESH empleando una mezcla 1:1 Nonilfenol Etoxilato (Witconol NP-100) y éster fosfatado de nonilfenil etoxilato (Rexophos 25-97). Empleando cajas de vidrio horizontales. El surfactante (Mezcla 1:1 Nonilfenol Etoxilato (Witconol NP-100) y ester fosfatado de nonilfenil etoxilato (Rexophos 25-97) al 2% produjo una buena

solubilización y movilización del PCE al no formar emulsiones en el medio poroso.

- Ang y Abdul Determinaron la eficiencia de remoción de un aceite de transmisión automática en un medio poroso de Arena Ottawa 20-30 MESH por medio del surfactante Witconol SN70. Con lavado con agua se obtuvo una eficiencia de Solubilización del 25 % y con las soluciones del surfactante con concentraciones 0.5 %, 1 % y 2 % se obtuvo una eficiencia de Solubilización de 55 %, 60 % y 73 % respectivamente. Emplearon columnas de vidrio verticales.
- Linda M. Abriola et al. Diseñaron un matemático para describir el aumento de Solubilización de un NAPL en un medio poroso (Arena Ottawa 20-30 MESH) a través de un surfactante (Polioxietileno sorbitan monooleato), sobre la base de la disposición de la observación experimental y para incorporar una relación límite de transferencia de masa en la interfase y la sorción del surfactante, por lo que se deduce que este modelo está destinado para proporcionar un marco y una base para la aplicación de futuros modelos de sistemas más complejos.
- Silvia Zárate et al. Desarrollo la modelación matemática del desplazamiento microscópico de antraceno y orto-diclorobenceno en una concentración de 5 gr/L, en un medio poroso utilizando un surfactante gemelo comercial Surfynol 465, usando la técnica de la dinámica de fluidos computacional. Mediante una columna de tubo delgado enrollado (24 m de longitud y 0.12 pulgadas de diámetro interno).

Esta modelación matemática representa eficientemente las curvas de rompimiento de los fluidos desplazantes, originando una metodología que puede ser utilizada para evaluar el desplazamiento en geometrías más complejas que integren la localización de los puntos de inyección y considerar de esta manera la eficiencia de desplazamiento macroscópico, aclarando que la medición precisa de las propiedades físicas y de transporte es de vital importancia para la obtención fidedigna de resultados de simulación.

- James Nash Mason et al. Diseñaron y desarrollaron una unidad de Tratamiento *in situ* y la evaluación de surfactantes para el lavado de suelos *in situ*, para mostrar que los surfactantes removerán contaminantes de suelos con agitación mecánica. Los suelos tratados fueron de Volk Air Nacional Guard Base, Camp Douglas, Wisconsin.

Los surfactantes empleados fueron en forma individual o en mezcla de Alquil fenol etoxilado y sulfonato de dodecil benceno.

El aspecto mecánico de aplicar un surfactante al suelo y controlarlo bajo la capa acuífero no confinado para capturar la solución acuosa lavadora (surfactante en solución acuosa), ha demostrado un nicho de oportunidad,

resultado que queda para ser diseccionado y tratado en otros casos requeridos dando excelentes resultados.

- Tammy P. Taylor et al. Investigaron los efectos de la relación límite de la solubilización y de la capa del atrapamiento y subsecuentemente recuperación de una representativa cantidad de NAPL (PCE) durante el lavado con surfactante: Polioxietileno sorbitan monooleato (Tween 80). El suelo tratado fue en Arena Ottawa 20-30 MESH, Arena Ottawa F-70 y Material acuífero Wurtsmith

Los experimentos en las columnas demostraron que la solubilización del PCE fue en rango limitado, sin embargo se dio un coeficiente efectivo de transferencia de masa derivado de la concentración del PCE y dicho rango de transferencia de masa depende de la velocidad de Darcy. En las cajas se demostró que ambas la solubilización de rango limitado y la capa del subsuelo influenciaron en la recuperación del PCE.

- Klaus M. Rathfelder et al. Desarrollaron y aplicaron un modelo numérico a la simulación de la Solubilización y recuperación del NAPL (PCE) a través de un surfactante y como medio poroso arena Ottawa 20-30 MESH, F-70 y material acuífero Wurtsmith.

La formulación del modelo permite aplicarlo a sistemas heterogéneos multidimensionales y predecir con exactitud los procesos de aumento de solubilización requeridos para la cuantificación de sistemas de interface dependiente. Los coeficientes de transferencia de masa pueden ser usados exitosamente para la predicción de experimentos a gran escala. Para la predicción exacta de recuperación de NAPL en dos sistemas dimensionales dependiendo del conocimiento de la configuración del NAPL atrapado inicialmente el cual es fuertemente influenciado por la heterogeneidad del suelo.

- Abdul et al. Evaluaron grupos de surfactantes comerciales: aniónicos y no iónicos para remover aceites de transmisión automática en arena Ottawa 20-30 MESH.
El lavado con agua se obtuvo una eficiencia de remoción de 23 %; y con las soluciones de los surfactantes comerciales con concentraciones de 0.1 %, 0.25 % 0.5 % y 1 %, removieron entre el 56 % y 84 % del aceite de transmisión automática.
- Kurt D. Pennell et al. Evaluaron en cuatro columnas experimentales la recuperación del PCE atrapado en arena Ottawa 20-30, 40-120 y 40-270 MESH, utilizando mezclas de surfactantes y un surfactante puro: Mezcla 1:1(Diamil/ dioctil sulfosucinato sódico), 4:1 (dihexil/ dioctil sulfosucinato sódico) y Polioxietileno sorbitan monooleato

Con la solución del surfactante Polioxietileno sorbitan monooleato al 4 % en dos columnas conteniendo Arena Ottawa 20-30 y 40-120 MESH respectivamente, se logró una movilización del Policloroetileno (PCE) del

90 y 97 % respectivamente y con la mezcla de surfactantes (1:1(Diamil/ dioctil sulfosucinato sódico), 4:1 (dihexil/ dioctil sulfosucinato sódico)) al 4 % en las últimas dos columnas conteniendo arena Ottawa 40-270 MESH se logró una movilización del 90 a 99 % de policloroetileno (PCE).

- Kurt D. Pennell et al. Consideraron el impacto potencial de las Fuerzas de Flotación y Gravitacionales para la movilización de la fase líquida no acuosa (NAPL) en arena Ottawa de diferentes tamaños de grano (20-30, 60-80, 100-120 y 40-270 MESH) con tres surfactantes (4 % Witconol 2772, 4 % 4:1 Aerosol MA/OT y 4 % 1:1 Aerosol AY/OT).

Los resultados experimentales indican que el valor del Número total de Atrapamiento N_t , debe ser menor que 1×10^{-5} para minimizar el potencial de movilización del NAPL (PCE) y entre un rango de 2×10^{-5} y 5×10^{-5} para iniciar la movilización, mientras que para la movilización total del PCE fue observado en un N_t aproximado de 1×10^{-3} .

Para llevar a cabo el lavado de suelos con surfactantes, se realiza una evaluación inicial de la aplicación; caracterización del sitio, estudios de laboratorio, simulación numérica, demostración en campo y aplicación a gran escala. El lavado con surfactantes, es más conveniente en zonas de moderada a alta permeabilidad, donde grandes volúmenes de fluido pueden penetrar a la zona objetivo en un tiempo razonable, un suelo de baja permeabilidad limitará la habilidad del surfactante a percolar a través de la matriz del suelo. En la figura 2.19 se muestra el diagrama del lavado de suelo con surfactante.

Figura 2.19 Esquema de la tecnología del lavado del suelo *ex situ*

- Se prepara una solución de lavado que contiene un determinado tipo de surfactante, la solución debe ser de baja concentración del surfactante para que no resulte nociva al medio ambiente.
- Se excava el suelo contaminado.
- Se tamiza el suelo para que la materia orgánica sea separada del suelo a descontaminar, esto se hace para que el lavado del suelo sea eficiente.
- Una vez que el suelo es separado de la materia orgánica, se agrega solución de lavado al suelo, el volumen de solución del lavado que se

adiciona al suelo depende del surfactante, el suelo, del contaminante y de la cantidad de contaminante que tenga el suelo.

- Después del lavado se tendrá un suelo limpio, el cual puede regresarse al lugar de donde fue excavado; además quedará una emulsión de surfactante y contaminante.
- La emulsión que se obtenga puede ser separada por destilación, esto es posible si la cantidad de contaminante es muy grande, ya que en cantidades pequeñas esta operación puede resultar muy costosa.
- Después de la separación se obtiene el contaminante recuperado y la solución de lavado recuperada, si es posible dicha solución puede ser recirculada al proceso de lavado, esto se hace con el fin de bajar los costos de la tecnología.

Aplicaciones

El lavado de suelos se ha utilizado con éxito para tratar suelos contaminados con hidrocarburos, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), clorofenoles (PCP), pesticidas y metales pesados. Por medio de inundación, pueden recuperarse compuestos inorgánicos (metales), y tratarse compuestos orgánicos volátiles (COVs), compuestos orgánicos semivolátiles (COSs), gasolinas y pesticidas.

Limitaciones

Las soluciones utilizadas pueden alterar las propiedades fisicoquímicas del suelo; es difícil tratar suelos poco permeables o heterogéneos; los surfactantes usados en el lavado pueden adherirse al suelo y disminuir su porosidad; los fluidos pueden reaccionar con el suelo reduciendo la movilidad de los contaminantes. En general, se requiere pre-tratar los suelos con alto contenido de materia orgánica y es necesario tratar los vapores generados.

Costos y tiempos de remediación

El lavado de suelos es tecnología de corto a mediano plazo. El costo promedio es de 150 USD/m³. En la tabla 2.15 se muestran las ventajas y desventajas de la técnica del lavado de suelos.

Tabla 2.15 Principales ventajas y desventajas del lavado de suelo

Ventajas	Desventajas
<ul style="list-style-type: none"> • Bajos costos. • Efectivo para tratar suelos arenosos o muy permeables. • Disminuye la cantidad de material contaminado. • No requiere de infraestructura sofisticada. • Son sistemas cerrados, en donde se pueden controlar las condiciones del sistema y las emisiones al ambiente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Con altas cantidades de materia orgánica se dificulta el proceso de separación. • No es eficiente para tratar mezclas complejas. • Los contaminantes deben ser solubles. • Requiere de grandes cantidades de agua. • Se necesitan procesos secundarios para tratar aguas residuales y partículas finas de suelo.

2.4.7.3 Actividad de los surfactantes

Los surfactantes son agentes de actividad superficial, que tienen propiedades detergentes, humectantes, emulsionantes, dispersantes y espumantes. Los surfactantes están formados por dos grupos los cuales son: hidrófobos e hidrófilos. El grupo hidrófobo, es una parte de la molécula de los surfactantes que es insoluble en agua, lo contrario es el grupo hidrófilo que tiende a disolverse solamente en el agua. Dichos grupos le confieren a los surfactantes la propiedad tensoactiva. Los surfactantes se dividen en:

- *Iónicos*: Son llamados así, porque forman iones negativos y positivos respectivamente, en soluciones.
- *Aniónicos*: Los tensoactivos aniónicos, son aquellos que en solución acuosa, se disocian en un anión anfífilico y un catión metálico o amonio. En esta categoría entran más del 60 % de la producción de tensoactivos: jabones, detergentes en polvo y líquidos. En la figura 2.20 se muestra la estructura de un surfactante aniónico.

Figura 2.20 Tensoactivo aniónico

Se llaman jabones a las sales de sodio o de potasio de los ácidos grasos. Por extensión el ácido puede ser cualquier carboxilato, y el metal alcalino puede reemplazarse por una amina, amida o etanol amina. Si se usa un metal pesado polivalente se obtiene una sustancia liposoluble. El jabón se prepara mediante saponificación de los triglicéridos de origen vegetal o animal por una solución de hidróxido alcalino. Por ejemplo con un triglicérido del ácido esteárico.

- **Catiónicos:** Los tensoactivos catiónicos representan en cuanto a su consumo, la tercera categoría con aproximadamente 5 % del total, es decir considerablemente menos que los tensoactivos aniónicos y no iónicos. En general no son buenos detergentes, y tampoco buenos espumantes con excepción de los óxidos de amina en su forma cuaternaria a pH ácido. No se usan en formulaciones con tensoactivos aniónicos ya que no son compatibles con estos (forman compuestos insolubles). Sin embargo tienen dos propiedades importantes y casi únicas. Primero se absorben sobre sustratos cargados negativamente, y segundo muchos de ellos tienen propiedades bactericidas.

Existen además nombres comunes para tres tipos de surfactantes catiónicos con propiedades bactericidas, que se usan como referencia. El cloruro de bencil dimetil alquil amonio se denomina cloruro de benzalconio, el bromuro de tetradeciltrimetil amonio (TTAB), y el cloruro de cetiltrimetil amonio (CETAB).

- **No iónicos:** Presentan polaridades, dadas por densidades positivas y negativas, excluyendo iones o cargas eléctricas definidas. Deben su efecto de disolución en el agua al efecto combinado de cierto número de grupos solubilizantes débiles, tales como los enlaces etéreos o los grupos hidroxilos de sus moléculas. En la figura 2.21 se muestra la estructura de un surfactante no iónico.

Figura 2.21 Estructura del Laurato de sorbitán (surfactante no iónico)

Algunos ejemplos de surfactantes no iónicos son: Alcoholes grasos polioxietilenados: Alcohol láurico etoxilado y alcohol oleílico. Alquil fenol polioxietilenados: Nonilfenol etoxilado. Ácidos grasos polioxietilenados: Ácido oleico etoxilado. Derivados de óxidos de etileno y propileno: Alcohol graso etoxilado o propoxilado. Amidas de ácidos grasos polioxietilenados: lauril dietanolamida polioxietilenada. Aminas grasas polioxietilenadas: Laurilamina polioxietilenada. Ésteres de ácidos grasos: Monoestearato de etilenglicol. Alcanolamidas: Lauril monoetanolamida. Derivados de azúcar: Monolaurato de sacarosa. Ésteres de ácidos grasos derivados del sorbitol: Laurato de sorbitán.

Anfóteros: Estos tienen dos grupos funcionales: uno aniónico y otro catiónico. Según el pH una de las dos disociaciones domina (aniónico alto pH, catiónico a bajo pH). Cerca del punto isoelectrico, son realmente anfóteros y presentan una mínima actividad superficial. Estos tensoactivos son poco irritantes, y según

el pH pueden presentar adsorción sobre superficies con cargas positivas o negativas. Son compatibles con los demás tipos de tensoactivos y se usan en formulaciones no tóxicas.

Como ejemplo están los amino ácidos propiónicos; la fórmula general para esta familia de *p*-N alquil amino ácido propiónico es la figura 2.22.

Figura 2.22 Estructura del *p*-N alquil amino ácido propiónico

El punto isoeléctrico está aproximadamente a pH = 4. Son muy solubles en soluciones acuosas a alto o bajo pH, y se absorben fácilmente sobre la piel, las fibras textiles y el cabello. Se usan como inhibidores de corrosión en superficies metálicas. Se usan en cosméticos como agentes de limpieza de alto pH, a los cuales son además espumantes.

En la tabla 2.16 se observa una la comparación de los surfactantes iónicos, aniónicos y los no iónicos.

Tabla 2.16 Comparación de las propiedades de los surfactantes (químicos y biológicos) de acuerdo al tipo

ANIÓNICOS	NO IÓNICOS
• Forman mucha espuma.	• Forman espuma más ligera.
• Más difícil de enjuagar.	• Se enjuagan mejor.
• Reaccionan con los metales.	• No reaccionan con los metales.
• Mayor capacidad de eliminar suciedad, poder dispersivo mucho mayor.	• Necesitan la adición de dispersantes para cargas muy sucias.
• Necesitan aguas blancas o sequestrantes.	• Poder de tolerancia al agua dura.
• Mejores para la suciedad de tipo polar (inorgánicos).	• Mejores para la suciedad de tipo no polar (grasas y aceites).

Los tres principales mecanismos de un surfactante son:

- 1) Dispersión de la fase no acuosa en los hidrocarburos líquidos, traducándose esto como un incremento en el área de contacto causado por una reducción de la tensión interfacial entre la fase acuosa y la fase no acuosa.
- 2) Incremento de la solubilidad del contaminante (solubilización) causado por la presencia de micelas, lo cual un sistema puede contener una alta concentración de compuestos orgánicos hidrofóbicos; esto es un mecanismo que ha sido estudiado en forma extensa.

- 3) Facilita el transporte del contaminante desde una fase sólida hasta una fase líquida, esto es provocado por una serie de fenómenos; tales como la caída de la tensión superficial del líquido dentro de los poros de las partículas del suelo. La interacción del surfactante con la interfase sólida y la interacción del contaminante con las moléculas del surfactante sólo.

2.4.7.4 Propiedades de los surfactantes

Entre las propiedades de los surfactantes encontramos su tendencia a adsorberse en interfases de un modo orientado, lo cual depende de la superficie activa, de la estructura del surfactante, de la temperatura del disolvente y de otras condiciones de uso.

Los factores estructurales promueven la adsorción en la interfase líquido/aire, lo cual favorece a la micelización en la solución acuosa, uno de los fenómenos que se ve afectados por la absorción en la interfase líquido/aire es la disminución de la tensión superficial.

En la interfase líquido/sólido, se puede medir directamente la cantidad del surfactante adsorbido en la interfase, como una función de la concentración en la fase líquida, cuando el equilibrio tiende a ser alcanzado a una temperatura dada.

Sin embargo, en las interfaces líquido/aire y líquido/líquido no es posible medir la concentración del surfactante adsorbido y por lo tanto la adsorción en estas interfases generalmente se estudia midiendo la tensión superficial, respectivamente como un equilibrio de la concentración del surfactante en la fase líquida.

2.4.7.5 Concentración micelar crítica (CMC)

Alcanzar la CMC es muy importante en el lavado de suelos, ya que a esta concentración es cuando las moléculas de surfactante atrapan al contaminante en forma de micelas. La formación de las micelas se puede observar cuando la solución de lavado que filtra por el suelo ya no es transparente, sino lechosa.

Una micela es un agregado de moléculas de surfactante, en la cual la parte hidrófoba del surfactante queda en el centro y la parte hidrofílica queda en el contacto con el agua. En la figura 2.23 se muestra una micela.

Figura 2.23 Esquema de una micela

La concentración micelar crítica no es un valor exacto, sino un cierto rango de concentración y se refiere a la zona de aparición de las primeras micelas. Como se puede observar la figura 2.24 en donde se encuentran las tres zonas siguientes:

- I.- Se observa una disminución de la tensión superficial con el aumento de la concentración de surfactante.
- II.- A partir de un cierto valor, la superficie está ocupada por una capa monomolecular de surfactante, y la tensión superficial decrece linealmente.
- III.- A partir de una cierta concentración la tensión superficial permanece constante. En esta región, cualquier molécula suplementaria de surfactante se encuentra encima de su límite de saturación en fase acuosa, y su solubilización ocurre en agregados de tipo coloidal llamados micelas.

Figura 2.24 Concentración micelar crítica (CMC)

Las micelas son agregados de moléculas de surfactante que influyen en dos propiedades importantes: solubilidad y viscosidad. Las moléculas de surfactante en las micelas se encuentran en equilibrio dinámico. La formación de micelas esféricas y su desintegración puede ocurrir en fracción de segundos tomar horas o días (micelas cilíndricas).

a) Tamaño de la micela

El tamaño de una micela está determinado por el número de moléculas de surfactante asociado a ésta. El número de agregación mide el tamaño de una micela. Los números de agregación de surfactantes aniónicos y catiónicos son pequeños en comparación con los de surfactantes no iónicos. El tamaño de la micela para los surfactantes no iónicos es de 1000 moléculas o más, mientras que para los iónicos es de 10 y 100 moléculas debido a las repulsiones electroestáticas entre los grupos cabeza.

Las micelas que se forman en hidrocarburos y solventes aromáticos parecen ser mucho más pequeñas en tamaño que aquellas encontradas en soluciones acuosas.

b) Forma de la micela

La micela esférica es la forma más común para la mayoría de los surfactantes usados por debajo del 1 %. Es el estado termodinámico más estable. Las micelas de este tipo se comportan como líquidos newtonianos, cuya viscosidad es independiente de la velocidad de deformación.

Las micelas cambian de forma, por encima de la Concentración Micelar Crítica (CMC), debido a que tienen menos espacio disponible. En concentraciones medias, las micelas son cilíndricas, en tales condiciones se alcanza la máxima viscosidad. En concentraciones más altas se presenta la fase laminar, en la que el agua queda atrapada entre las dobles capas del surfactante. Cuando están asociados fuertemente contra iones a las micelas o se trata de un surfactante con una larga cadena hidrofóbica, se forman micelas de forma cilíndrica, cuyo comportamiento es similar al de un líquido no newtoniano, cuya viscosidad es mayor y dependiente del esfuerzo a la deformación.

No hay un cambio importante en la forma hasta que se alcanza el límite de solubilidad del surfactante. Hay una marcada transición a micelas grandes a altas concentraciones. La evidencia del crecimiento micelar es un dramático incremento en la viscosidad conforme aumenta la concentración del surfactante.

El crecimiento micelar es favorecido por:

- Disminución de temperatura.
- Adición de un electrolito.
- Alargamiento de la longitud de la cadena del surfactante.
- Sensitivo a la naturaleza del contra ion.

La diferencia entre barras y esferas es pequeña. Del crecimiento micelar, le sigue la forma de barras largas como se observa en la figura 2.25

Figura 2.25 Modelos de estructura para micelas

- (a) Micelas esféricas. Su interior está formado por las cadenas de hidrocarburos y su superficie por los grupos polares. Las micelas esféricas se caracterizan por su bajo número de moléculas de surfactante y una firme curvatura positiva espontánea. El núcleo tiene un radio cercano a la longitud de la cadena del alquilo.
- (b) Micelas cilíndricas. Su interior está formado por las cadenas de hidrocarburos y su superficie por los grupos polares envueltos por el agua. La sección transversal del núcleo es similar a la de las micelas esféricas. Su duración es muy variable por lo que son polidispersas.
- (c) Fase laminar. Consiste en bicapas de moléculas de tensoactivo separadas entre sí por capas de agua.

c) Estructura Interna de las Micelas

Uno de los aspectos clave de la estructura de la micela es que su interior consiste en un arreglo asociado de cadenas de hidrocarburos (semejante a una gota de aceite). La capa exterior siguiente está constituida por las entidades iónicas. La superficie iónica, que además contiene agua de hidratación asociada, es llamada capa Stern. Alrededor de este manto iónico está una región que contiene ambos contra iones y moléculas de agua orientadas. La capa Gouy-Chapman. Juntas las capas Stern y Gouy Chapman son conocidas como la doble capa eléctrica se muestran en las figuras 2.26 y 2.27

Figura 2.26 Micelas esféricas

Figura 2.27 Estructura interna de la micela

d) Emulsión

Una definición sencilla de una emulsión es “Una dispersión de un líquido (fase dispersa) en forma de pequeñísimas partículas en el seno de otro líquido (fase continua) con el que no es miscible”.

En la mayoría de los casos en los cuales se hace una emulsión con dos líquidos inmiscibles, uno de los líquidos es una fase acuosa y el otro una fase aceite u orgánica (Se usaran las abreviaturas W (water) y O (oil) para dichas fase).

Si la emulsión contiene gotas de aceite (O) dispersadas en agua (W), se le llamará emulsión O/W, la emulsión normal para todas la aplicaciones con excepción de la producción del petróleo, en la cual se denomina emulsión inversa.

Si la fase dispersada es el agua, se llama una emulsión W/O, emulsión normal para los petroleros, inversas para los demás.

En un diagrama de tipo Winsor I, la mayoría de la zona difásica lleva a emulsiones de tipo O/W, aunque lo opuesto ocurre en el extremo derecho de la zona polifásica (alto contenido de aceite). En el diagrama de tipo II lo opuesto se produce.

En sistemas de tipo Winsor III la situación es más compleja, tales sistemas trifásicos no producen emulsiones estables, por lo que el tipo de emulsión que se consigue no resulta de gran interés práctico como se muestran en la figura 2.28

Figura 2.28 Microfotografía de emulsión O/W

2.4.7.6 Factores que afectan a la concentración micelar crítica

Entre los factores externos que afectan la concentración micelar crítica y el número de agregación de un sistema micelar se encuentran la presencia de aditivos orgánicos, tipo y concentración de electrolitos adicionados, la temperatura y la presencia de alcoholes. La concentración micelar crítica de un surfactante depende a la vez de su grupo hidrofílico (tipo, tamaño, contra-ion) y de su grupo lipofílico (longitud, ramificación).

- **Estructura del surfactante**

- **Grupo hidrófobo**

En un medio acuoso, la CMC decrece cuando el número de átomos de carbono del lipófilo del surfactante aumenta. La tendencia general para grupos lipofílicos lineales puede representarse mediante una expresión del tipo:

$$\log \text{CMC} = A - B N$$

Donde N representa el número de grupos -CH₂- de la cadena lipofílica lineal; A es una constante que depende del hidrófilo, y B un factor de proporcionalidad cuyo valor es del orden de 0.5 para los surfactantes no iónicos y de 0.3 para los iónicos.

- **Grupo hidrófilo**

En lo que se refiere al grupo hidrofílico se debe destacar primero que la concentración micelar crítica de los surfactantes no iónicos es en general mucho más baja que aquella de los iónicos conteniendo un grupo lipofílico equivalente. Eso se debe probablemente al hecho de que cada grupo óxido de etileno contiene dos metilenos, lo que reduce las repulsiones electrostáticas. Estas y las observaciones precedentes corroboran que la concentración micelara crítica es una medida, probablemente cuantitativa, del nivel de afinidad global de un surfactante para la fase acuosa.

La concentración micelar crítica de los surfactantes no iónicos en los cuales el hidrófilo es una cadena de polióxido de etileno puede estimarse por la relación siguiente:

$$\log \text{CMC} = A + B \text{EON}$$

Donde EON es el número de grupos de óxido de etileno en la cadena hidrofílica; A es una constante característica del lipófilo; y B un factor multiplicativo del orden de 0.02-0.03, que depende entre otras cosas de la temperatura. Estas relaciones empíricas ratifican que la concentración micelar crítica está directamente enlazada al carácter hidrofílico-lipofílico del surfactante. Se encuentra que está ligada también con el número de agregación, o número de moléculas de surfactante por micela, aunque sea de manera menos rigurosa. Como regla general, el número de agregación aumenta con el carácter lipofílico del surfactante, es decir que varía de manera inversa a la concentración micelar crítica.

2.4.7.7 Modificación de la actividad del surfactante empleado

➤ Electrólitos

La adición de electrolitos tiende a disminuir la solubilidad de muchas sustancias en agua, e incluso puede producir la precipitación en forma de fase sólida. En este sentido la adición de electrolito disminuye la solvatación de la parte hidrofílica del surfactante.

Por otra parte la adición de electrolitos produce una mayor concentración de iones en la vecindad de la superficie de las micelas y por lo tanto resulta en un efecto de pantalla que reduce las repulsiones electrostáticas entre las partes hidrofílicas cargadas. Ambos tipos de efectos favorecen la formación de micelas, y de manera general se puede decir que la presencia de electrolitos tiende a disminuir la concentración micelar crítica; la Figura. 2.29 muestra la variación de la tensión superficial contra la concentración de surfactante para varias salinidades de la fase acuosa.

Figura 2.29 Efecto de la sal en la concentración micelar crítica (CMC)

➤ Alcoholes

La presencia de alcoholes, generalmente produce una disminución en la concentración micelar crítica del sistema al cual son agregados, y su influencia depende no sólo de su peso molecular y ramificación sino también de su concentración. La figura 2.30 muestra la variación de la tensión superficial contra la concentración de surfactante para varias concentraciones de butanol.

Figura 2.30 Efecto de la concentración del alcohol en la concentración micelar crítica

2.4.7.8 Efecto de la temperatura en la remoción de los hidrocarburos

Al calentar progresivamente una solución de surfactante no iónico se puede observar una transición del comportamiento de fase en el llamado punto de turbidez. El punto de turbidez es esencialmente independiente de la concentración de surfactante. Y el fenómeno se explica de la manera siguiente: A medida que aumenta la temperatura, se van desolvatando las cadenas del hidrocarburo y como consecuencia se reduce la hidrofiliicidad del surfactante. La concentración micelar crítica del surfactante disminuye y el número de agregación crece; las micelas aumentan de tamaño, y al llegar a cierto valor (centenares de Amgstrons) empiezan a interactuar con la luz, produciendo una turbidez. Si se sigue aumentando la temperatura, las micelas llegan a un tamaño suficiente (micrómetro) para que la gravedad las pueda sedimentar, produciéndose una separación de fase.

Capítulo 3

CASO DE
ESTUDIO
EX REFINERIA
18 DE MARZO

3. CASO DE ESTUDIO EX REFINERÍA 18 DE MARZO

De acuerdo con la Ley General para la prevención y Gestión Integral de los Residuos (LPGIR), establece que la remediación es un conjunto de tecnologías a las que se someten los sitios contaminados, para controlar o contener los contaminantes hasta un nivel seguro para la salud humana y el ambiente o prevenir su dispersión sin modificarlo.

Durante casi 60 años de operación de la refinería, el predio soportó una intensa actividad industrial que por su naturaleza, ocasionó afectaciones por hidrocarburos en el suelo y subsuelo. Este proyecto de remediación, represento una de las más grandes acciones de saneamiento de este tipo en México.

Se dividió en dos etapas según las características del suelo: Etapa I de febrero del 2007 a diciembre del 2007, abarcando una extensión de 22 hectáreas; Etapa II de noviembre 2008 a diciembre de 2009, abarcando una extensión de 33 hectáreas.

Las tecnologías de remediación se establecieron con base en: el tipo de contaminante, su distribución espacial, la caracterización del subsuelo y en la evaluación de protección a la salud humana; con la finalidad de alcanzar los niveles de limpieza establecidos en la norma NOM-138. Algunas de las técnicas aplicadas fueron:

- Bioremediación. Se realizaron excavaciones para extraer el suelo contaminado, se le adiciono nutrientes y aireación, para reducir la concentración de hidrocarburos.
- Biopilas. Las biopilas se airearon de manera pasiva o activa, adicionando nutrientes en caso de requerirlo para incrementar la degradación de los contaminantes. Se realizó extracción de vapores. Se removieron los contaminantes volátiles que se encontraban en los subsuelos contaminados.
- Bioventeo (bioventing). Consistió en la aireación del suelo para estimular la actividad biológica y mejorar el proceso de degradación de los hidrocarburos incrementando la velocidad de biodegradación.
- Burbujeo (Air sparging). Consistió en la perforación de 529 pozos a una profundidad de 8.0 metros, a través de los cuales se inyectó aire en el agua subterránea, para reabsorber el benceno y arrastrarlo hacia los pozos de extracción de vapores, eliminando la presencia de benceno en el suelo y agua.

La tecnología de lavado solamente se ha empleado para fines demostrativos de su utilidad. El suelo empleado se tomó después haber empleado las otras tecnologías antes mencionadas; por lo que el contenido de Hidrocarburos totales del petróleo (HTPs) fue relativamente más bajo que antes de ser tratado, además solo se tomaron muestras donde se obtenía y almacenaba el diésel dentro del predio de la ex refinería 18 de marzo. En la figura 3.1 se muestra la localización del lugar.

Localización de la ex refinería 18 de marzo

Figura. 3.1. Cartografía de la Delegación con sus colonias. Tomada de Geografía en la página web de la Delegación Azcapotzalco

3.1 CLIMA DE LA DELEGACIÓN AZCAPOTZALCO

La Delegación Azcapotzalco tiene un clima semiseco templado, con una temperatura media anual de 16 °C, en el área de estudio existe la influencia de siete tipos y subtipos climáticos de acuerdo a Cardoso y García (1982), la mayor parte de la superficie es ocupada por los climas templados semisecos, templados subhúmedos y una mínima superficie por los semifríos, subhúmedos y una todavía más pequeña por los fríos, sin embargo este último sólo afecta en temporadas invernales, el cual se extiende ocupando gran parte de la Ciudad de México.

Esta variedad de climas se debe principalmente a la desaparición de los Lagos que provocó una alteración en el ciclo hidrológico, que aunado a las características orográficas propias de la cuenca y en los últimos años la intensa deforestación, ha ocasionado serias anomalías y fluctuaciones climáticas.

3.1.1 Precipitación

La figura 3.2 indica la distribución de la lluvia media mensual en el Distrito Federal a partir de su análisis se pueden detectar el mes de mayor, es el de menor precipitación, así como los periodos de lluvia y de estiaje. La precipitación media anual en el área de la entidad es de 721 mm y, en general, las lluvias ocurren en el verano (Breña, 2004).

Figura. 3.2 Distribución de la lluvia media mensual en el Distrito Federal (Breña, 2004)

La tabla 3.1 muestra la precipitación mensual y anual promedio registrada en la sección de climatología de la estación meteorológica del aeropuerto Internacional de la Ciudad de México durante el 2005.

Tabla 3.1 Precipitación mensual y anual promedio

Mes	Milímetros de agua
Enero	8.7
Febrero	4.4
Marzo	13.6
Abril	27.0
Mayo	58.7
Junio	150.2
Julio	133.8
Agosto	156.4
Septiembre	125.8
Octubre	40.0
Noviembre	11.0
Diciembre	4.3
Anual promedio	61.2

3.1.2 Temperatura

Por su superficie territorial, el clima en el Distrito Federal no varía mucho; se caracteriza por un clima templado subhúmedo con temperaturas medias anuales de 12 a 18 °C, exceptuando la región del Ajusco y sus alrededores donde el clima es semifrío subhúmedo con temperaturas medias anuales que oscilan entre 5 y 12 °C (Instituto de Geografía de la UNAM, 2002).

De acuerdo al sistema de clasificación de Köppen y posteriormente con el modificado para México por García (1981), se presentan dos zonas bien definidas, la Templada y la Semifría.

La primera se caracteriza con una temperatura media anual entre 12 y 18 °C, la del mes más frío entre 3 y 18 °C y la del mes más caliente entre 6.5 y 22 °C. Aunque los rangos de temperatura son muy amplios en la zona de interés no alcanzan el último valor, como en el caso de Azcapotzalco 17.7 °C y en general en gran parte del Distrito Federal, o más específicamente en lo que se considera como la mancha urbana, lugar donde se forma la “Isla de calor” que cubre el Norte y Noroeste, quedando dentro de ella parte de la delegación Azcapotzalco y Gustavo A. Madero, donde las isotermas anuales alcanzan valores de 14 a 16 °C. (García, 1981).

La zona semifría caracterizada por presentar temperatura media anual entre 5 y 12 °C, la del mes más frío entre -3 °C y la del mes más caliente superior a 6.5 °C, ésta zona se localiza solamente en las partes más elevadas de los cerros, principalmente en los alrededores del cerro del Chiquihuite y Sierra de Guadalupe, así como en las serranías que rodean la zona de estudio (García, 1981).

Para la cuenca en general, el mes más frío es enero y sólo en años aislados y en localidades particulares ha sido diciembre, durante la temporada invernal, las temperaturas mínimas llegan a descender notablemente por debajo de cero grados centígrados, como suele suceder cuando se presentan heladas o inclusive nevadas en las partes altas de las montañas (Instituto de Geografía de la UNAM, 2002).

Mayo es el mes más cálido, seguido por junio y muy ocasionalmente abril, en donde se alcanza valores muy variables que van desde 20.3 °C en Azcapotzalco y Gustavo A. Madero hasta los 30 °C en periodos cortos, de acuerdo con los últimos registros obtenidos para el período comprendido entre los meses de abril y mayo de 1998 y 1997 (Instituto de Geografía de la UNAM, 2002).

3.1.3 Hidrología

La Cuenca del Valle de México es una depresión cerrada de manera natural, que a fines del siglo XVIII fue modificada artificialmente para controlar las inundaciones en la ciudad. Las fuentes de recarga del agua subterránea en la cuenca se derivan, en gran medida, de las precipitaciones infiltradas y de la nieve derretida en las montañas y cerros que la rodean; este flujo se desplaza en forma de una corriente subterránea hacia las zonas menos elevadas. En su estado natural, la cuenca tenía una serie de lagos, desde los de agua dulce en el extremo superior, hasta los salados del extremo más bajo, en los que se concentraba la sal debido a la evaporación. La corriente de agua subterránea originaba numerosos manantiales al pie de las montañas, así como pozos en el valle (figura 3.3).

Figura. 3.3. Interpretación del sistema de flujo del agua subterránea en la Cuenca de México. La infiltración de las precipitaciones y el deshielo de la nieve de las montañas que lo rodean forman un nivel freático profundo (A) con gradientes negativos, algunos de los cuales existen en niveles freáticos someros (Bi) en la base de colinas o regiones piedemonte; la mayor parte fluye por debajo del valle y hacia arriba, a través de las arcillas como descarga difusa (Bii) y como manantiales terminales (Biv) a través de las fracturas del acuífero profundo. Todas las pérdidas de agua de la cuenca cerrada ocurren por evaporación (c) (Durazo et al, 1989).

Geológicamente, el área sur de la Sierra Guadalupe es la porción mejor investigada de la Cuenca de México. A esta área, que abarca la Ciudad de México, suele denominársele Valle de México, o porción sur de la cuenca, ya que está parcialmente dividida por varias montañas de menor elevación. De igual manera, al sistema acuífero con frecuencia se le llama Acuífero de la Ciudad de México. Los detalles de la geología subsuperficial de esta área, mostrados de manera esquemática en la figura 3.4, han sido descritos por Mooser (1990) y por Mooser y Molina (1983). La información se basa en datos tomados de una serie formada por cuatro pozos profundos de exploración y perfiles realizados por sísmica de reflexión, llevados a cabo por Petróleos Mexicanos (PEMEX), tras el terremoto del 19 de septiembre de 1985.

Figura 3.4 Estratigrafía esquemática de la porción sur de la Cuenca de México. Los números en la figura se refieren a las siguientes unidades: (1) depósitos de arcillas lacustres; (1a) capa dura (representada con línea punteada); (2) relleno aluvial; (3) basalto del pleistoceno y más reciente, incluyendo la Sierra Chichinautzin; (4) formación Tarango; (4a) zona montañosa elevada; (5) colinas volcánicas y depósitos; (6) depósitos volcánicos estratificados; (7) formación montañosa del Plioceno; (8) depósitos lacustres más profundos del Plioceno; (9) depósitos volcánicos del Mioceno; (10) y (10a) depósitos volcánicos del Oligoceno; (11a) y (11b) base de calizas del Cretácico. La porción superior del acuífero principal está compuesta por las unidades (2), (3) y (4). La parte inferior del acuífero principal está integrada por la unidad (6). Las unidades (9), (10) y (11), que tampoco poseen caracterización, son consideradas acuíferos más profundos, diferentes del acuífero principal en explotación. Adaptado de Mooser, 1990.

El abastecimiento de agua potable siempre fue un problema para los pobladores de ciudad de México, a principios del siglo XV se dependía de manantiales alejados de la Gran Tenochtitlán: Chapultepec y Coyoacán. A principios del siglo XVII comenzó la dependencia de los manantiales de Santa Fe, al poniente de la ciudad, cuya agua era transportada por medio de un acueducto de 6 km. de longitud. Un siglo después éste sufrió severos daños y se diversificaron las fuentes de abastecimiento, construyéndose nuevos acueductos provenientes de Tlalpan y San Ángel, al sur de la ciudad, y de Guadalupe al norte (Izazola, 2001).

Ante la creciente escasez de agua, se inició la explotación del agua subterránea con la construcción de pozos artesianos a mediados del siglo XIX. Hacia 1878 el agua potable resultó de nuevo insuficiente para la población y se recurrió a los manantiales del Desierto de los Leones, al poniente de la ciudad, aún más alejados que los de Santa Fe. Esta dependencia del recurso se fue extendiendo hacia sitios más remotos, e incluso se llegó a captar agua proveniente de los llanos de Salazar, iniciándose las importaciones de otra cuenca, aunque de poca magnitud (Legorreta, 1997).

En 1900 el caudal disponible en la ciudad ascendía a 480 L/s (0.48 m³/s) (DGCOH, 2000c), que representaba un consumo promedio por habitante al día de tan sólo 122 litros, considerando que la población en ese año sumaba 34,0 000 habitantes, ligeramente superior a la registrada hacia finales de la época prehispánica.

Al año siguiente el abasto de agua pasó a 570 L/s y en 1902 ascendía a 862 L/s, proviniendo 42 % de los 1,376 pozos que existían en la ciudad. En 1903 la oferta de agua creció a 938 L/s y en 1905 a 963, de los cuales 40 % se extraía de pozos y el resto de manantiales y aguas superficiales.

Ante esta especial modalidad del manejo del recurso, el abasto de agua siempre ha quedado a la zaga frente a la demanda de la población y de las actividades económicas de la ciudad. En tal virtud, un nuevo acueducto fue construido entre 1905 y 1908 para conducir el agua procedente de los manantiales de la Noria en Xochimilco, que se concentraba en los tanques del Molino del Rey, a 26 km. de distancia. Esta obra sustituyó el abasto de los manantiales de Chapultepec y del Desierto de los Leones a partir de 1912 (Legorreta, 1997).

Hacia 1927, algunos años después de la Revolución, la ciudad recibía un caudal de 2.5 m³/s para abastecer a una población de un millón de habitantes, lo que representaba un promedio de 216 litros por habitante al día (DGCOH, 2000c).

Una década después, la ciudad enfrentaba de nuevo escasez de agua y se procedió a la perforación de 18 pozos profundos, de entre 100 y 200 m. Esta solución, sin embargo generó un efecto no deseado: el hundimiento del terreno, provocado por la sobreexplotación de las aguas subterráneas (Legorreta, 1997).

Por ello se decidió recurrir a la importación del líquido, en magnitudes importantes, de cuencas externas. Se eligió el acuífero del río Lerma, en el Valle de Toluca, ya que por gravedad podría abastecer de agua a toda la ciudad.

Se estimó un caudal inicial de 6 m³/s, para llegar a un total de 14 m³/s y proporcionar agua a una población de 2.8 millones de habitantes (que alcanzó la ciudad en 1950). La dotación diaria sería de 430 litros por habitante (DGCOH, 2000c), pero en el transcurso de la realización del proyecto se modificó a 400 litros diarios por habitante para una población de 4 millones que tenía la ciudad en la segunda mitad de los cincuenta.

En el año de 1941 se iniciaron las obras para conducir el agua desde los pozos de la cuenca del Lerma a través de un acueducto de 15 Km. sobre la sierra de Las Cruces, a más de 3,000 metros sobre el nivel del mar. Sin embargo la complejidad de las obras retrasó el inicio de su operación, y en 1948 se aumentó de manera importante la perforación de pozos con el consiguiente hundimiento del terreno.

Formalmente las obras del sistema Lerma comenzaron a operar en 1951 y, en efecto, proporcionaron en sus inicios 4 m³/s. En 1952 la población de la ciudad sumaba alrededor de 3.5 millones de habitantes y la disponibilidad de agua ascendía a 13.1 m³/s, lo que representaba un promedio diario por habitante de 327 litros al día. No obstante, únicamente 50 % de la población contaba con servicio domiciliario.

En la década de los setenta el sistema Lerma llegó a abastecer de 13.7 m³/s a la Ciudad de México, lo que provocó efectos adversos a la cuenca, de ahí que se buscaran fuentes alternativas de abastecimiento (CNA y SEMARNAP, 1997).

Se determinó que la cuenca del río Cutzamala, en el Estado de México, era la más idónea, dada la calidad y cantidad de agua con la que contaba, a pesar de que se localiza a 126 Km. de la Ciudad de México y que es necesario bombearla más de 1,200 m, dada la diferencia de altitud con la cuenca de México, el sistema Cutzamala empezó a funcionar en 1982 (CNA, 1999).

3.2 FUENTES DE ABASTECIMIENTO DEL AGUA DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Si bien a principios del siglo, el 40 % del abasto de agua provenía de los pozos perforados en el interior del valle de México, y el 60 % restante, tenía su origen en las aguas superficiales, esta situación, como muestra la tabla 3.2, ha cambiado de manera radical, en las aguas subterráneas del valle tiene su origen 65 %, por medio de 1,223 pozos en el propio valle y 9 % en los localizados en la cuenca del Lerma, en tanto solamente 2 % proviene de aguas superficiales (Academia de la Investigación Científica, 1995).

De acuerdo con datos de la Comisión Nacional del Agua, la precipitación pluvial mediana anual asciende a cerca de 7,000 millones de m³, y se concentra en cuatro meses. De ese total, 80 % se evapotranspira, 11 % se infiltra en el subsuelo, y 9 % escurre superficialmente. De ese último volumen, caracterizado por una elevada contaminación, solamente una pequeña parte (1.4 m³/s, es decir menos de 10 %) se aprovecha, mientras se desaloja el resto por el sistema de drenaje junto con las aguas contaminadas, para evitar inundaciones

(Ramírez, 1990). Se estima que en septiembre de 1998 se desalojaron más de 315 m³/s como resultado de una extraordinaria temporada de lluvias que produjo la precipitación más alta en 111 años (DGCOH, 2000b).

Este manejo del agua en la Ciudad de México, que desaloja el agua de lluvia, ocasiona que se dependa cada vez más de la explotación del acuífero y de la importación de cuencas vecinas para cubrir la necesidad de la población y de sus actividades económicas. Para octubre de 1999 se estimaba que el suministro total llegaba a 64 m³/s, provenientes de las fuentes señaladas en la tabla 3.2.

Tabla 3.2 Fuentes de suministro de agua en la Ciudad de México
Distribuciones promedio para octubre de 1999. [Fuente:
Comisión Nacional del Agua, 1999.]

Procedencia	Metros cúbicos por segundo	Porcentaje
Valle de México		
Aguas superficiales	1.4	2.2
Aguas subterráneas	41.1	65.1
Otras cuencas		
Lerma-subterráneas	5.8	9.2
Cutzamala-superficial	14.8	23.5
Subtotal	20.6	32.7
Total	63.1	100.0

Este impresionante caudal (5.5 millones de m³ diarios, o casi 2,000 millones de m³ al año) se destina principalmente a la población urbana (67 %); a la industria 17 % y al comercio y los servicios 16 %, sin embargo, su aprovechamiento no es del todo eficiente, principalmente debido a una importante pérdida por fugas (Izazola, 2001).

En el Informe Anual 2003 emitido por la Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial (PAOT) del D.F., se reporta que el abastecimiento de agua potable para los habitantes de la Zona Metropolitana del Valle de México alcanza los 64 m³/segundo de los cuales 35 m³/segundo (54.7 %) son canalizados al Distrito Federal y 33 m³/segundo (45.3 %) al Estado de México.

3.2.1 Agua subterránea de la Ciudad de México

Frente a la paulatina desecación de los lagos originales, la disminución del agua de manantial y la contaminación de los ríos de la ciudad, fue necesario recurrir a la extracción de agua subterránea a partir de la segunda mitad del siglo XIX.

Este monto se ha mantenido constante desde 1995 y se calcula que los trabajos de la última etapa del Sistema Cutzamala (del río Femascaltepec) requerirán, desde el momento en que se inicie su ejecución de más de tres años para aportar nuevos caudales que representarán 2,000 litros por segundo para el Distrito Federal y un caudal igual para el Estado de México” (Buenrostro, 2000).

Conviene mencionar que el acuífero de la Ciudad de México se encuentra al sur de la cuenca de México, y cubre una extensión aproximada de 3,448 Km², aunque los estudios que se realizan sobre su capacidad de regeneración, generalmente cubren una porción menor de este total. Una cuarta parte del acuífero está cubierta por capas gruesas de arcilla de muy baja permeabilidad que lo protegen de la contaminación antropogénica, pero las zonas de recarga, especialmente las de transición y de montañas, son más susceptibles a este tipo de contaminación (Academia de la Investigación Científica, 1995).

En 1847 se perforó el primer pozo en el centro de la ciudad con una profundidad de 40 metros, y se extrajo agua de excelente calidad. En 1864 ya existían 200 pozos artesianos; en 1877, 483 y en 1888, 1100. Estos pozos fueron la causa de los primeros hundimientos en el periodo 1881-1895, los cuales promediaron 5 cm por año en la zona central de la ciudad.

Antes de 1940, el agua provenía principalmente de los manantiales de Xochimilco, pero entre 1940 y 1944 se inició la explotación intensiva del acuífero con la perforación de 75 pozos profundos de hasta 200 metros. No obstante, el creciente hundimiento de la ciudad provocó que en la década de los cincuenta se decretara la suspensión de la explotación del acuífero, y solamente se permitió realizar perforaciones en el sur del valle, en Xochimilco, Chalco y Zumpango, a una profundidad que ha llegado a 400 metros en áreas cercanas a las zonas de recarga. En 1954 se estimaba que el caudal proveniente de los pozos ascendía a 8 m³/s, que se ha quintuplicado para el año 2000, al llegar a 41 m³/s (Izazola, 2001).

Ya en 1990 había 3,537 pozos en el valle, de los cuales 1,223 (la tercera parte) proporcionaba agua de uso urbano: 42 m³/s, en tanto que el resto destinaba el recurso a uso industrial, agropecuario, doméstico, entre otros, con un caudal de 9 m³/s en promedio (Academia de la Investigación Científica, 1995).

Como se mencionó los 64 m³/segundo reportados (Informe Anual, PAOT 2003) 43.32 m³/segundo provienen de sus aguas subterráneas, 13.46 m³/segundo del Cutzamala, 5.86 m³/segundo del Lerma y 2.05 m³/segundo de aprovechamientos superficiales.

En contraparte, anualmente el acuífero de la subregión del Valle de México percibe una infiltración de 689 millones de m³; sin embargo, por medio de los pozos se extrae un volumen mayor a 1.500 millones de m³, lo que significa que anualmente el acuífero pierde un volumen de agua de 895 millones de m³. El déficit acumulado en el Distrito Federal alcanza 3 m³/segundo, mientras que el déficit en el Estado de México llegó a los 10 m³/segundo.

En específico, el acuífero del Valle de México (53 %) y los manantiales, ríos y presas de la zona sur poniente del Distrito Federal (4 %) abastecen cerca del 57 % del agua que consume la Zona Metropolitana del Valle de México, mientras que el 43 % restante proviene del Valle del Lerma (14 %) y del Cutzamala (29 %), en este último el agua es transportada a lo largo de 127 Kilómetros, concluyéndose que el abastecimiento de la Ciudad de México proviene de dos

fuentes primordiales: el acuífero de la cuenca de México y de los sistemas del Alto Lerma y del Cutzamala.

El 67 % del agua suministrada (tabla 3.3) se obtiene de fuentes subterráneas a través de la operación de pozos profundos (53 % del acuífero del Valle de México y 14 % del Valle de Lerma), mientras que el 33 % del caudal restante se obtiene de fuentes superficiales (4 % de manantiales de la zona sur poniente del Distrito Federal y 29 % del río Cutzamala).

Tabla 3.3 Extracción de agua del acuífero del Valle de México [Fuente: Informe Anual, PAOT 2003 (www.paot.org.mx)]

Subregión	Internas		Externas		Sumas	
	Subterránea	Superficial	Subterránea Lerma	Superficial Cutzamala	Subterránea	Superficial
Valle de México	43.22 m³ (96 %)	2.05 m³ (4 %)	5.86 m³ (14 %)	13.46 m³ (29 %)	49.18 m³ (67 %)	15.51 m³ (33 %)
	45.37 m³		19.32 m³		64.69 m³	

3.3 CARACTERÍSTICAS GEOHIDROLÓGICAS

3.3.1 Geología

La roca ígnea extrusiva, cubre más de las tres quintas partes de la superficie del Distrito Federal. Estos afloramientos corresponden a dos periodos diferentes de la Era del Cenozoico (63 millones de años aproximadamente); el más reciente es el Periodo Cuaternario, con afloramientos rocosos ígneos extrusivos (44.7 %) y suelo (31.6 %), ubicados el primero, de la parte central hacia el sur y el segundo, en la zona norte. El periodo terciario se caracteriza por los afloramientos de rocas ígneas extrusivas, que cubren una superficie de 23.7 %, sus principales unidades litológicas se localizan al oeste y este del territorio Distrital. (Figura 3.5)

Figura. 3.5 Litología del Distrito Federal [Fuente: Comisión Nacional del Agua, 1999.]

La información litológica y tectónica del centro de la Ciudad de México es muy compleja desde el punto de vista tectónico, por su localización dentro del Cinturón Volcánico Transmexicano (CVT), el cual constituye uno de los rasgos más característicos de la geología de México (Aceves Quesada, 1996).

La Cuenca de México se localiza en el borde meridional de la Mesa Central del Sur, sobre el cual se edificó esencialmente durante el Plioceno-Holoceno (De Cserna et al., 1988). La cuenca está alargada en dirección Noreste-Sur Suroeste (NNE-SSW) con longitud de unos 100 Km. y anchura de unos 30 Km., delimitada al norte por la Sierra de Pachuca, al oriente por la Sierra de Río Frío y por la Sierra Nevada, al sur por la Sierra de Chichinautzin y al poniente por el Volcán Ajusco y la Sierra de Las Cruces (De Cserna et al., 1988).

Para Mooser (1963) y Demant y Robin. (1975), la Cuenca de México debe su formación a procesos volcánicos y tectónicos que se han estado desarrollando a partir del Eoceno, tras de haber emergido del océano gran parte de lo que ahora es México. En ese período se inició un conjunto de procesos eminentemente volcánicos, que con el tiempo produjo espesores de 2 Km. de lava, toba y brecha.

Durante el Mioceno temprano, la actividad magmática y tectónica generó rocas volcánicas y un fracturamiento de orientación Oeste-Este. En este período predominaron las erupciones de andesita y dacita, con un espesor promedio de 600 a 700 m. Estas rocas fueron erosionadas antes de que se presentaran las manifestaciones volcánicas del final del Mioceno (De Cserna et al., 1988).

3.3.2 Litología

A través de un análisis de las propiedades del subsuelo en 10 sondeos exploratorios realizados por la Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, en el sitio de estudio se pudo identificar que no existe una distribución homogénea en forma vertical en todo el predio.

Por ejemplo, en todos los sondeos en los primeros 0.40 a 0.70 m en ocasiones se identificó arena y material de relleno, pero en otras a una profundidad menor, se encontró inmediatamente un limo de color verde con olor a hidrocarburo y posteriormente continuó una alternancia de arena y limo, variando significativamente en el espesor de cada una de las capas, el espesor más amplio se identificó con el limo arenoso, el menos significativo en espesor fue la capa de arena negra.

Cabe señalar que no en todos los sondeos se repitió en la profundidad total de exploración de 4 m. la misma secuencia estratigráfica lo que podría implicar que esta disposición de las capas sólo ocurre en forma de lentes bien localizadas. Esta geometría representa cambios laterales en el subsuelo en la forma como fueron dispuestos estos materiales ya que algunos están interdigitados y otros se acuñan, conforme se profundiza se identifican estratos

bien definidos, en 7 pozos de exploración por parte de la Secretaría del Medio Ambiente.

Es importante mencionar que la presencia de este material ha sido producto de las variaciones de nivel freático, y que va acarreando cualquier sustancia (diésel), que flote en ella o cuya ocurrencia en la disposición de este estrato arcilloso, manifiesta una inclinación.

Para una mejor ubicación de la disposición espacial de las diferentes litologías, encontradas en el sitio de estudio se han realizado una serie de esquemas de cortes litológicos a diferentes profundidades que a continuación se describen:

a) Plano Litológico a 1.0 metro de profundidad

A esta profundidad la litología con una mayor distribución dentro del predio, corresponde a un limo arenoso de color verde, el cual se encuentra emplazada en una superficie aproximada del 80 % de la superficie total de la zona de estudio, subyaciendo en forma concordante a una arena de tipo pumítico, la cual se encuentra emplazada(Ver Figura 3.6).

Figura. 3.6 Plano Litológico a 1.0 m de Profundidad

b) Plano Litológico a 2.0 metros de Profundidad

En este plano de la figura 3.7, podemos observar que la litología predominante corresponde a un limo arcilloso, ocupando aproximadamente el 70 % de la superficie de este y se encuentra una arena de grano fino color negro, distribuida en la zona de estudio.

Figura. 3.7 Plano litológico a 2 m de profundidad

c) Plano Litológico a 3 m de Profundidad

En el plano de la figura 3.8, se observa que la litología con mayor distribución dentro del sitio corresponde a un limo de tipo arenoso, el cuál ocupa la mayor parte del mismo.

Cabe hacer mención que la dirección de inclinación presentada en este último horizonte es inversa a la que se había venido manifestando en la porción superior de la secuencia estratigráfica, conformándose con esto una depresión en la porción central del sitio.

Figura 3.8 Plano Litológico a 3 m de profundidad

d) Plano Litológico a 4 metros de Profundidad

A esta profundidad la litología predominante en la zona de estudio se encuentra representada, por una arcilla, la cual presenta una distribución muy homogénea y ocupa aproximadamente el 95 % de la superficie de este, (ver figura 3.9).

Figura. 3.9 Plano Litológico a 4.0 m de profundidad

De manera general en la figura 3.10 se muestran las condiciones litológicas de la zona de estudio, donde podemos observar que existe un área de 116,211.1 m² que corresponde a una clase de suelo Ignea extrusiva básica equivalente al 0.34 % del total del territorio de esta Delegación, 556,892.4 m² de Brecha volcánica equivalentes al 1.6 % y el resto es de suelo Lacustre.

Figura 3.10 Litología de la zona de estudio

3.4 TIPOS DE ACUÍFEROS

El acuífero del Distrito Federal presenta tres zonas de comportamiento: una zona de acuífero libre, una zona de acuífero confinado y una zona que se determina como Acuífero Semi Confinado, como se muestra en la Figura 3.11.

Figura. 3.11 Tipos de Acuíferos en el Distrito Federal

En la figura 3.11 se puede observar que el acuífero confinado abarca la porción Noreste constituido por las delegaciones Venustiano Carranza, Iztacalco, Tláhuac y porciones de la Gustavo A. Madero e Iztapalapa; para el caso del acuífero libre lo encontramos en Azcapotzalco, Miguel Hidalgo, Cuauhtemoc, Alvaro Obregón, Benito Juárez, Coyoacan y en menor porción Xochimilco, Tláhuac y Gustavo A. Madero, en Iztapalapa se observa un manto acuífero que está definido por el Sistema de Aguas de la Ciudad de México como semi confinado y por último en pequeñas porciones al noroeste y suroeste de la Delegación Venustiano Carranza, se presentan acuíferos libres.

El acuífero encontrado en mayor proporción en la zona de estudio es libre como se observa en la figura 3.12, en dirección Noroeste colindando con las delegaciones Gustavo A. Madero, Cuauhtemoc e Iztacalco observamos parte del acuífero libre y parte del acuífero confinado.

Figura. 3.12 Mantos acuíferos en la zona de estudio

3.5 PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL AGUA SUBTERRÁNEA

3.5.1 Principales propiedades físicas del agua

- Es un líquido incoloro, inodoro e insípido.
- Se transforma fácilmente en los tres estados de agregación (sólido, líquido y gaseoso).
- A 100 °C se produce su ebullición en condiciones normales de presión (es decir, al nivel del mar a 760 mm de Hg).
- Se solidifica a 0 °C en forma de hielo.
- Es un compuesto con elevada capacidad calorífica, esto es, requiere mucho calor para elevar su temperatura.
- A 4 °C adquiere su mayor densidad, que se considera con valor de 1.
- Es el disolvente universal por excelencia; todos los gases, así como numerosos sólidos y líquidos se disuelven en ella.
- En estado químicamente puro.
- Su densidad y fluidez permiten que su energía potencial, al ser almacenada en presas, se aproveche en las caídas de agua para producir energía eléctrica.

3.5.2 Principales propiedades químicas del agua

- Es un compuesto muy estable; sin embargo, se ha observado que se descompone hidrógeno y oxígeno por encima de 1,600 °C.
- Su molécula está formada por hidrógeno y oxígeno en proporción de 1:8 en masa y de 2:1 en volumen.
- Su fórmula química es H₂O; es decir, el oxígeno está unido a dos hidrógenos por medio de un enlace covalente.
- Su masa molecular es 18.016 g/mol.

- El agua se descompone con un voltámetro por medio de la corriente eléctrica, empleando un electrolito (disolución que conduce la electricidad y contiene iones positivos y negativos). En el cátodo (electrodo negativo) se desprende hidrógeno y en el ánodo (electrodo positivo) el oxígeno.
- En la síntesis volumétrica del agua (preparación de compuestos químicos a partir de sustancias más sencillas) se observa que el hidrógeno y el oxígeno se combinan siempre en proporción de 2:1.
- Reacciona con algunos metales como el sodio, el potasio (produciendo una reacción violenta) y el calcio dando el hidróxido del metal correspondiente e hidrógeno que se desprende en forma de gas.
- Se combina con los anhídridos formando ácidos (oxiácidos).
- Reacciona con los metales produciendo óxidos (corrosión).

3.5.3 Evaluación de la calidad del agua

Para la evaluación de la calidad del agua, actualmente la Comisión Nacional del agua (CONAGUA) está utilizando dos parámetros indicadores de la misma, la Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO₅) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO), que muestran la influencia antropogénica desde el punto de vista de la afectación por la presencia de centros urbanos e industriales que por sus características, producen desechos líquidos de calidad diferente como se muestran en las tablas 3.4, 3.5.

Estos parámetros permiten reconocer gradientes que van desde una condición relativamente natural o sin influencia de la actividad humana hasta agua que muestra indicios o aportaciones importantes de descargas de aguas residuales municipales y no municipales.

Tabla 3.4 Escala de clasificación de la calidad del agua, conforme a la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅). [Fuente: Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. SGT. CNA, 2003]

DBO ₅	Criterio	Descripción
Menor o igual a 3 mg/L	Excelente	No contaminada
Mayor a 3 mg/L y menor o igual a 6 mg/L.	Buena calidad	Aguas superficiales con bajo contenido de materia orgánica biodegradable.
Mayor de 6 mg/L y menor o igual a 30 mg/L.	Aceptable	Con indicio de contaminación. Aguas superficiales con capacidad de autodepuración o con descargas de aguas residuales tratadas biológicamente.

Mayor de 30 mg/L y menor o igual a 120 mg/L.	Contaminada	Aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal.
Mayor a 120 mg/L.	Fuertemente contaminada	Aguas superficiales con fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales.

Tabla 3.5. Escala de clasificación de la calidad del agua, conforme a la Demanda Química de Oxígeno (DQO). [Fuente: Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. SGT. CNA, 2003]

DQO ₅	Criterio	Descripción
Menor o igual a 10 mg/L	Excelente	No contaminada.
Mayor a 10 mg/L y menor o igual a 20 mg/L.	Buena calidad	Aguas superficiales con bajo contenido de materia orgánica biodegradable y no biodegradable.
Mayor de 20 mg/L y menor o igual a 40 mg/L.	Aceptable	Con indicio de contaminación. Aguas superficiales con capacidad de autodepuración o con descargas de aguas residuales tratadas biológicamente.
Mayor de 40 mg/L y menor o igual a 200 mg/L.	Contaminada	Aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal.
Mayor a 200 mg/L.	Fuertemente contaminada	Aguas superficiales con fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales.

3.6 COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO DEL ACUÍFERO EN LA ZONA DE ESTUDIO

Actualmente se registran en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México² áreas con problemas de calidad del agua, especialmente hacia el sur y oriente de la Ciudad. En estas zonas ciertos pozos no cumplen con las normas de calidad del agua para consumo humano, lo que se hace evidente por las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal y la presencia de bacterias indicadoras que tienen implicaciones en la salud de los habitantes.

En función de las características geohidrológicas que prevalecen en la zona de estudio se ha manifestado un control litológico por parte de las capas presentes en cada uno de los sondeos exploratorios que se ejecutaron por parte de la Secretaría de Medio Ambiente.

Es claro, que este control litológico lleva implícito un cambio en las propiedades hidráulicas del mismo sitio, por ejemplo, la permeabilidad se ha establecido de media a baja y una conductividad hidráulica promedio de 1×10^{-8} m/s (SMA, 2005), de la misma forma, debido a la mayoría de los constituyentes granulares esta representa una alta porosidad, sobre todo para aquellos estratos donde se encuentran inmersos los limos y arcillas.

Por otro lado, con la alternancia de estas capas limosas y arenosas, producen un efecto de conexión hidráulica en forma vertical y horizontal hacia las capas inferiores más arcillosas, esta es quizás, la recarga de mayor importancia que recibe en forma horizontal.

En este sentido, el movimiento que produce el flujo subterráneo en forma horizontal, manifiesta una dirección predominante hacia el Noreste del sitio de estudio con diversos componentes, esto es debido a las variaciones de nivel freático, mismo que provoca cualquier cambio en el espacio de las sustancias presentes en el suelo (producto libre) que flote sobre el mismo, el efecto de esta ocurrencia se manifiesta con una pequeña diferencia en el gradiente hidráulico.

Así mismo, con base en la descripción de las muestras de suelo tomadas por parte de la Secretaría del Medio Ambiente, se han determinado en forma cualitativa algunas de las características o propiedades físicas del subsuelo, que en este caso representan un medio sumamente heterogéneo debido al comportamiento de la disposición de materiales finos y arenosos (arena, limos y arcillas), lo que implica que algunos estratos los espesores se amplían de 1 a 1.3 metros en promedio.

Por otro lado, debido a los cambios climáticos que presenta la zona de estudio, se estima la presencia de un grado de saturación elevado, a lo cual se le atribuye que las variaciones o fluctuaciones estacionales del nivel freático.

²Es importante considerar que los subsistemas de acuíferos ya sean del Distrito Federal o del Estado de México están comunicados y que al observar parámetros que sobrepasan una o varias normas de calidad del agua es un indicador de la calidad del agua subterránea de la cual se abastece y abastecerá en el futura la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

3.7 ESTUDIO GEOHIDROLÓGICO DE LA ZONA DE ESTUDIO

El material geológico presente en el área y analizado mediante los sondeos exploratorios realizados por parte de la Secretaría del Medio Ambiente en el área de estudio, se refiere a un conjunto de depósitos de rellenos aluviales y arcillas lacustres las cuales se interestratifican con espesores de arenas y limos demasiado delgadas, que en ciertas partes bien localizadas estos se acuñan y desaparecen de la secuencia estratigráfica, dando lugar a incrementar las propiedades hidráulicas de la formación, la cual refleja en conjunto una alta y mediana permeabilidad.

Además en la parte inferior se localiza un suelo arcilloso el cuál funciona como un acuitardo, debido a su baja permeabilidad y alta porosidad. Para la medición del manto freático somero se tomó en cuenta la columna estratigráfica para definir las propiedades hidráulicas, el patrón seguido en esta zona se representa a través de las secciones geohidrológicas esquemáticas de la tabla 3.6

Tabla 3.6 Ocurrencia de las capas y su función geohidrológica en orden descendente

Estrato	Descripción	Funcionamiento
A	Arena medianamente clasificada de color café a rojizo.	Por sus constituyentes arenosos, sin consolidar, se estima una permeabilidad de elevada a mediana, esta es la cubierta general en la mayor parte del predio.
B	Limo arenoso de color verde a color grisáceo.	El espesor es de sólo unos centímetros y no afecta la conexión hidráulica con la capa inferior.
C	Limo de color café amarillento y en ocasiones de arena bien clasificada con un espesor aproximado de 1 m a 90 cm.	Debido a la presencia de una porosidad mayor y una disminución del tamaño de la partícula, la permeabilidad es reducida en términos de mediana a baja funciona como semi-confinante en el acuífero somero del sitio de estudio.
D	Arena tobácea pumicitica, fuertemente alterada, con gradación inversa y fuerte olor a hidrocarburos, con espesor reducido.	Debido a su espesor tan reducido y por su distribución homogénea en toda la zona de estudio, se le asigna una permeabilidad de mediana y sirve de conexión hidráulica con las capas que le subyacen.
E	Limo arcilloso y en ocasiones limosas de color verde con presencia de minerales volcánicos (clorita)	Por la posición que mantiene con respecto a las capas que le supra e infrayacen, su funcionamiento es muy singular y se atribuye una

	volviéndose en la parte superior más limosa, el color característico es de color verde, presenta gran contenido de humedad.	alta porosidad y baja permeabilidad, considerando esta como capa semiconfinante.
F	Arena de grano fino de color negro con presencia de hidrocarburos con un espesor aproximado de 60 cm.	La permeabilidad que presenta es alta debido a sus constituyentes arenosos.
G	Limoso arenoso de color verde y en ocasiones con intercalaciones de arcilla limosa con presencia de clorita y humedad.	El espesor que representa es aproximadamente de 1.20 m, con una porosidad alta y de mediana a alta permeabilidad su funcionamiento geohidrológico está definido por representar la capa de recarga vertical hacia el acuífero somero del área de estudio.
H	Limoso arcilloso que en los sondeos exploratorios, algunos se acuñan y en otras ocasiones se amplían los espesores, manifestando un depósito irregular.	Debido a estas condiciones particulares esta capa disminuye significativamente la recarga hacia los estratos inferiores, manifestándose como una capa semipermeable.
I	Arcilla de color verde pardusco con gran presencia de humedad y con apariencia de contenido de minerales de clorita.	Probablemente esta capa continúe, debido a la profundidad máxima de 4 m.

En función de las características presentadas en los perfiles y a través del análisis de la configuración de curvas de igual profundidad al nivel freático, se define el comportamiento del agua subterránea en el sitio de estudio.

Por otro lado, el flujo subterráneo descrito ocurre principalmente en el suelo limo arenoso, que en ocasiones cambia a limo arcilloso, es probable que el suelo arcilloso que le subyace también funcione como acuífero, pueden formar caminos preferenciales para el movimiento de agua e hidrocarburos; tanto vertical como horizontalmente a través de esta zona.

Un segundo tipo de flujo preferencial identificado, se da a través de la interdigitización, la cual ocurre cuando la infiltración uniforme de un soluto (combustible y/o contaminante) es dispersada en forma interdigitizada, debido a la inestabilidad causada por variaciones en la permeabilidad.

El tercer tipo de flujo preferencial, que se apreció, es el canalizado. Un flujo canalizado o de embudo, ocurre en la zona vadosa bajo la zona de raíces (se identificó sólo algunos residuos de la existencia antigua de este tipo de material), y se encuentra asociado con la estratificación de los sedimentos.

La ocurrencia de un flujo preferencial en particular y la heterogeneidad del suelo en general tienen muchas implicaciones para el monitoreo del movimiento de un soluto en la zona vadosa o no saturada, que generalmente es lo que ocurre en el subsuelo del predio.

Algunos estudios han registrado resultados anómalos, debido a que a mayor profundidad, la concentración de contaminación es mucho mayor que en capas someras; estas anomalías pueden ser concebidas debido a los patrones de flujo preferencial anteriormente descritos.

En el caso del sitio de estudio, podemos identificar los flujos, en el primer caso se pueden observar horadaciones hechas por algunos organismos anélidos principalmente; así como grietas de desecación presentes en la superficie del terreno del sitio.

El segundo tipo de flujo preferencial (el interdigitizado) es observado a través del perfil estratigráfico del suelo, en el cuál se apreció una gradación de los diferentes materiales a través de este, así como la presencia de arenas que gradan continuamente hasta llegar al limo y limos arenosos que gradan suavemente a limos arcillosos.

El tipo de flujo canalizado es posible observarlo en el perfil estratigráfico del subsuelo por lo menos en dos partes; encontrándose la primera caracterizada por la presencia de una arena tobácea, sumamente permeable entre capas de limo, limo arenoso y limo arcilloso, a una profundidad que varía de 1.00 a 1.60 m. Las capas confinantes presentan una permeabilidad mucho menor.

El segundo patrón de flujo canalizado lo encontramos a una profundidad de 2.00 a 2.40 m la cuál se encuentra representada por una arena negra muy fina misma que se encuentra embebida entre capas de limo arcilloso o limo arenoso.

Otros tipos de patrones de flujo preferencial se refiere a los de origen antropogénicos, como son los debidos a la construcción de líneas de conducción, instalaciones como drenaje; etc. En la zona de estudio podemos identificar rutas de contaminación provocadas por la construcción del drenaje; el cual tiene salida hacia la calle del drenaje pluvial interno; el cual es periférico.

También es posible observar que en la zona de tanques, se realizaron excavaciones por parte del personal del sitio de estudio supervisado por la Secretaría del Medio Ambiente para la colocación de los tanques y fueron rellenados con arena.

Es de trascendental importancia la consideración de estas rutas de contaminación puesto que en todos los casos anteriormente mencionados; estos elementos funcionan no solamente como rutas potenciales para la migración de contaminantes, sino que ponen en contacto litologías permeables que se

encontraban separadas por materiales impermeables, potencializando las rutas para la migración del contaminante.

3.8 VULNERABILIDAD DEL ACUÍFERO

Para la determinación del nivel del agua subterránea se utilizó la información de los estudios previos realizados en el Distrito Federal, conforme al plan maestro de agua potable, expuesto por la extinta Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica. Esta información contiene la profundidad a la que fueron detectados los niveles del agua subterránea, además de la ubicación de pozos, las cuales posteriormente se ubicaron espacialmente. La ubicación de los pozos de estudio permitió discretizar y seleccionar el comportamiento de iso-líneas piezométricas en la zonas del acuífero, los resultados se presentan en la figura 3.13.

Figura 3.13 Nivel piezométrico del acuífero en el sitio de estudio

Con las figuras 3.12, 3.13 y 3.14, se hace el análisis con sobreposición tomando en cuenta la escala de rangos de la tabla 3.6, el resultado es el mapa de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero (figura 3.14) mismo que representa la susceptibilidad de este a ser adversamente afectado por una carga contaminante, dicha vulnerabilidad es una función de la inaccesibilidad, desde el punto de vista hidráulico, de la zona saturada, a la penetración de un agente contaminante; y de la capacidad de atenuación de los estratos localizados por encima de la zona saturada, que actúan para retener físicamente y estar en contacto con los agentes contaminantes.

Figura. 3.14 Mapa de Vulnerabilidad

En la figura 3.14 podemos observar una vulnerabilidad alta en casi toda la Delegación incluyendo el lugar donde se ubica el caso de estudio, no así en la zona donde tenemos suelo ígneo extrusivo ya que se aprecia una vulnerabilidad media y en la periferia de esta zona se detecta una vulnerabilidad extrema, en la zona Nor-Oeste.

La evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de un acuífero provee un marco para diseñar e implementar inventarios de carga contaminante al subsuelo y usar los resultados para la evaluación del riesgo de contaminación del agua subterránea, diseñar campañas específicas de muestreo de aguas subterráneas y a través de éstas priorizar las acciones de remediación.

Capítulo 4

ENSAYOS REALIZADOS Y PRESENTACIÓN DE RESULTADOS

4. ENSAYOS REALIZADOS Y PRESENTACIÓN DE RESULTADOS

4.1 ASPECTOS A CONSIDERAR EN LA EXPERIMENTACIÓN

El objetivo, es estudiar los factores que inciden directamente en un suelo contaminado con diésel. El suelo, que está compuesto por una mezcla de materia orgánica, partículas minerales y aire en proporciones variables que se puede degradar al acumularse en él sustancias nocivas para su formación natural generando con ello un pasivo ambiental.

Cuando el suelo está contaminado no solo sobrepasa su poder de amortización del contaminante sino que también cambia su formación natural, alterando con ello algunas de sus características como son la estructura, la porosidad, el contenido de humedad o su densidad, entre otros.

En los procesos de remoción de un contaminante, el estudio de la formación del suelo, de sus relaciones granulométricas y de volumen juega un papel primordial en la selección de la técnica de tratamiento adecuada. Las características fisicoquímicas del suelo favorecen al estudio del proceso de la remoción del contaminante sin importar el equipo empleado.

El retiro químico o físico del contaminante dentro de las partículas individuales del suelo es un proceso común en todas las técnicas de remoción. Cada partícula del suelo se puede ver simplemente como un sólido poroso con los macro o microporos. Las paredes del poro y el material de la partícula consisten en una mezcla compleja de los compuestos orgánicos e inorgánicos, algunos de los cuales se degradan a temperaturas elevadas, cambiando con ello la estructura de la partícula y la composición química durante el proceso del tratamiento. A priori, la re-incorporación de un suelo que ha sido sometido a un proceso de remoción, requiere un estudio de las características fisicoquímicas como parte de la normativa en rigor antes y después del proceso de descontaminación.

Los Hidrocarburos Totales del Petróleo (TPHs) se determinan antes y después de los ensayos de lavado. Estos análisis son elaborados por un laboratorio certificado haciendo confiable sus resultados.

4.2 ANÁLISIS FISICOQUÍMICOS DEL SUELO EXTRAÍDO DE LA EX REFINERÍA CONTAMINADO CON DIÉSEL.

Se realizó en base a la NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Escuela Superior de Ingeniería Química e Industrias Extractivas. Los análisis de gravimetría se realizaron en el laboratorio de Mecánica de suelos de la Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura del Instituto Politécnico Nacional.

4.2.1 Muestra de suelo extraídas a diferentes profundidades (1 a 4 metros)

Las muestras después de ser extraídas a diferentes profundidades se depositaron en bolsas de plástico (polietileno), las cuales fueron etiquetadas y llevadas al laboratorio para realizar su caracterización fisicoquímica.

4.2.1.1 Determinación del pH del suelo medido en agua, cloruro de calcio (CaCl_2) y cloruro de potasio (KCl)

El pH es una propiedad química del suelo que tiene un efecto importante en el desarrollo de los seres vivos (incluidos microorganismos y plantas). La lectura del pH se refiere a la concentración de iones hidrógeno activos que se dan en la interface líquida del suelo por la interacción de componentes sólidos y líquidos.

La concentración de iones hidrógeno es fundamental en los procesos físicos, químicos y biológicos del suelo. El valor de pH es el logaritmo del recíproco de la concentración de iones hidrógeno, que se expresa por números positivos del 0 al 14. Tres son las condiciones posibles del pH en el suelo: la acidez, la neutralidad y la alcalinidad.

El pH de un suelo es el residuo de múltiples factores, entre los que cabe destacar:

- Tipo de minerales presentes en el suelo.
- Meteorización (de tales minerales y los que contiene la roca madre).
- Humificación en sentido amplio (descomposición de la materia orgánica).
- Dinámica de nutrientes entre la solución y los retenidos por los agregados.
- Propiedades de los agregados del suelo.

El rango óptimo de pH de la mayor parte de las plantas cultivadas oscila entre 6.0 a 7.0. Es decir hablamos de suelos moderadamente ácidos o neutros. Este hecho es debido a que la mayor parte de las sustancias nutritivas para las plantas, presentes en la solución del suelo, son fácilmente asimilables o absorbidas por las raíces en dicho intervalo.

Método

- Determinación del pH del suelo medido en agua por el método potenciométrico.
- Determinación del pH, en suelos no salinos en una solución de cloruro de calcio (CaCl_2) 0.01 M.
- Determinación de la reacción del suelo, pH, en suelos ácidos, en una solución de cloruro de potasio (KCl) 1 M.

La evaluación electrométrica del pH se basa en la determinación de la actividad del ion hidrógeno, mediante el uso de un electrodo sensitivo a los iones H^+

presentes en una solución problema; existe una diferencia de potencial entre las dos caras de una membrana de vidrio, expuestas a disoluciones acuosas que difieren en su valor de pH. En primera aproximación, a temperatura constante, la magnitud de esta diferencia de potencial es directamente proporcional a la diferencia de pH entre dichas disoluciones.

El uso de CaCl_2 0.01 M en la determinación del pH se fundamenta en la solución de la mayoría de los suelos no salinos presenta una concentración de calcio (Ca) cercana a 0.01 M. Al adicionar la solución, el calcio provoca la floculación del suelo y desplaza los H^+ de los sitios de intercambio hacia la solución del suelo, disminuyendo el valor de pH; además como la concentración de calcio es relativamente baja, el desplazamiento es parcial y los resultados obtenidos son ligeramente menores en alrededor de 0.4 a 0.6 unidades con respecto a los que se obtienen con agua.

La determinación del pH en una solución de CaCl_2 0.01 M tiene la ventaja de que el resultado obtenido es independiente de la concentración de sales presentes en suelos no salinos, la lectura se estabiliza más rápido y el valor de pH casi no es afectado por la relación suelo: solución en un intervalo amplio, sin embargo, es conveniente utilizar la relación 1:2.

El uso de KCl 1.0 M en la determinación del pH se fundamenta en que el potasio promueve la floculación del suelo y desplaza los H^+ de los sitios de intercambio hacia la solución del suelo; además aumenta la hidrólisis de Al^{3+} y Fe^{2+} incrementando la concentración de H^+ en la solución, lo cual promueve una mayor acidez. La relación suelo solución utilizada para realizar las mediciones debe ser 1:2 y cuando se utilice el pH con propósitos de clasificación de suelos este debe medirse en una relación 1:2.5.

Los resultados de pH obtenidos mediante este procedimiento, normalmente genera una disminución en el pH hasta 1.5 unidades, respecto a los valores obtenidos al medir pH en agua. La razón de utilizar la solución KCl en un nivel relativamente concentrado es para disminuir las variaciones derivadas de soluciones de suelo concentradas o diluidas. Este procedimiento es recomendable para estudios relacionados con suelos ácidos. Anejo A

Los resultados obtenidos de la determinación del pH se muestran en la tabla 4.1.

Tabla 4.1 Clasificación del suelo con respecto al pH

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	<5
Moderadamente ácido	5.1-6.5
Neutro	6.6-7.3
Medianamente alcalino	7.4-8.5
Fuertemente alcalino	>8.5

pH medido en la solución agua-suelo = 7.45

De acuerdo al resultado, el pH de la muestra analizada se encuentra en la clasificación de medianamente alcalino, de acuerdo a la bibliografía mencionada es un rango óptimo para cultivar.

- Determinación de la reacción del suelo en suelos no salinos (cloruro de calcio) pH = 7.36

La muestra analizada se encuentra en la clasificación de neutro disminuyendo al valor obtenido con la mezcla en agua.

- Determinación de la reacción del suelo en suelos ácidos (cloruro de potasio) pH = 7.28

Se encuentra en la clasificación de neutro disminuyendo el valor aún más al realizado con la mezcla de agua, pero manteniéndose en neutro al igual que en la solución de CaCl_2 .

4.2.1.2 Determinación de la densidad aparente del suelo

El suelo por lo general se presenta como un cuerpo poroso, y por tanto tienen dos densidades; la densidad real, que es la densidad media de sus partículas sólidas, y la densidad aparente, tomando en cuenta que se obtiene del volumen de los poros incluidos en el suelo.

La densidad aparente de un suelo da una indicación de firmeza del suelo y con ella la resistencia que presentara a los implementos de labranza o raíces de las plantas cuando penetran en el suelo. La densidad aparente del suelo es definida como la masa por unidad de volumen de suelo seco en su estado no disturbado. Para un suelo con una densidad de partículas dada (típicamente 2.65 mg m^{-3}), la densidad aparente está relacionada directamente con la porosidad total, el espacio disponible en el suelo para el movimiento de gases y agua y el desarrollo de las raíces. La densidad aparente está también relacionada con la firmeza y permeabilidad del suelo. Los suelos con un alto espacio total de poros tienen más baja densidad aparente. Densidades aparente sobre 1.6 mg m^{-3} pueden restringir el crecimiento radicular y resultar en niveles muy bajos de movimientos del agua hacia y dentro del suelo. El procedimiento se describe en el anejo B.

Método

- Determinación de densidad aparente del suelo utilizando parafina.

Para determinar la densidad aparente de un suelo, existen varios métodos. Uno de ellos es el método de la parafina sólida cuyo principio se basa en el principio de Arquímedes. Esto es, que el volumen de la muestra sumergida se traducirá en el volumen del agua desplazada.

La densidad aparente de una muestra de suelo es calculada a partir del conocimiento de dos parámetros; la masa del suelo y el volumen total, es decir el volumen de los sólidos y el volumen ocupado por el espacio poroso, en el caso de la masa, ésta se conoce pesando la muestra (terrón) y en el caso del volumen, este es determinado de manera indirecta recubriendo el suelo con una capa de parafina y pesándolo sumergido en un líquido (agua).

Tabla 4.2 Tabla de datos experimentales para la determinación de densidad aparente mediante el método de la parafina

Muestra	Wm (gr)	Wmp (gr)	Wmps (gr)
1	19.2	20.6	7
2	9.4	10.3	3.5

Donde:

Wm= peso de la muestra

Wmp = Peso de la muestra con parafina

Wmps = Peso de la muestra con parafina sumergida en agua

Cálculos:

- Volumen de la muestra con parafina

$$V_{mp} = W_{mp} - W_m$$

$$\text{Muestra 1: } V_{mp} = (20.6 - 7) \text{ gr} = 13.6 \text{ gr}$$

$$\text{Muestra 2: } V_{mp} = (10.3 - 9.4) \text{ gr} = 6.8 \text{ gr}$$

- Peso de la parafina

$$W_p = W_{mp} - W_m$$

$$\text{Muestra 1: } W_p = (20.6 - 19.2) \text{ gr} = 1.4 \text{ gr}$$

$$\text{Muestra 2: } W_p = (10.3 - 9.4) \text{ gr} = 0.9 \text{ gr}$$

- Volumen de la parafina

$$V_p = \frac{W_p}{0.9}$$

$$\text{Muestra 1: } V_p = \frac{1.4 \text{ gr}}{0.9} = 1.54 \text{ cm}^3$$

$$\text{Muestra 2: } V_p = \frac{0.9 \text{ gr}}{0.9} = 1 \text{ cm}^3$$

- Volumen de la muestra

$$V_m = V_{mp} - V_p$$

$$\text{Muestra 1: } (13.6 - 1.54) \text{ cm}^3 = 12.04 \text{ cm}^3$$

$$\text{Muestra 2: } (6.8 - 1) \text{ cm}^3 = 5.8 \text{ cm}^3$$

- Densidad aparente

$$\gamma_m = \frac{W_m}{V_m}$$

Muestra 1:

$$\gamma_m = \frac{19.2 \text{ gr}}{12.04 \text{ cm}^3} = 1.59 \text{ gr/cm}^3$$

$$\gamma_m = \frac{9.4 \text{ gr}}{5.8 \text{ cm}^3} = 1.62 \text{ gr/cm}^3$$

4.2.1.3 Determinación de la densidad real del suelo

La densidad real de un suelo es la relación que existe entre la masa de las partículas sólidas y el volumen ocupado por las mismas, es decir, se excluye el volumen ocupado por los poros que hay entre las partículas.

La densidad real no se altera por diferencias en el tamaño de las partículas, no por cambios en el volumen de poros. Puede considerarse que representa la densidad media de los minerales más abundantes en los suelos y rocas. Tiene un ámbito de valores que oscila entre 1.65 g/cm³ en suelos de alto contenido orgánico, hasta 2.9 g/cm³ si hay en el suelo minerales pesados como el zircón y turmalina. Se acepta como promedio general o normal en los suelos una densidad real de 2.65 g/cm³.

Método

- Determinación de la densidad real con el picnómetro.

La densidad real de un suelo puede ser calculada a partir del conocimiento de dos parámetros; la masa y el volumen de una cierta cantidad del suelo. La masa es determinada pesando directamente el suelo y el volumen de manera indirecta por el cálculo de la masa y la densidad del agua (o cualquier otro fluido) desplazado por la muestra de suelo. Ver procedimiento en anejo C.

Tabla 4.3 Calibración de matraz aforado

No.	W (g)	T amb. (°C)	T(°C) superior	T(°C) media	T(°C) inferior	T(°C) promedio
1	701.14	24.5	34	33	33	33
2	699.96	24.5	34	33	32.5	33.16
3	698.54	24.5	43	42	41	42
4	697.04	24.5	49	49	48	48.6
5	695.67	24.5	54	54	54	54

Figura 4.1 Gráfica de calibración del matraz de aforo

Datos:

W matraz + agua = 475.05 g

W matraz + agua + suelo = 522.94 g

Por lo tanto W suelo = 47.89 g

W matraz aforado + suelo = 728.05 g

Con Tsuperior = 41 °C, Tmedia = 41 °C, Tinferior = 33 °C

Por lo tanto Tmedia = 38.3 °C

Con esta temperatura media entrar a la gráfica realizada durante la calibración y obtener el peso correspondiente (698.99 g).

$$\text{Densidad real} = \frac{W \text{ suelo}}{W \text{ suelo} + W \text{ grafica} - W \text{ matraz aforado} + \text{suelo}}$$

$$\text{Densidad real} = \frac{47.89 \text{ g}}{47.89 \text{ g} + 698.99 - 728.05} = 2.54 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3}$$

4.2.1.4 Determinación del contenido de humedad del suelo

El agua es esencial para todos los seres vivos porque en forma molecular, participa en varias reacciones metabólicas celulares, actúa como un solvente y portador de nutrimentos desde el suelo hasta las plantas y dentro de ellas. Además, intemperiza las rocas y los minerales, ioniza los macro y micronutrientes que las plantas toman del suelo, y permite que la materia orgánica sea fácilmente biodegradable. El contenido de agua en el suelo puede ser benéfico, pero en algunos casos también perjudicial. El exceso de agua en los suelos favorece la lixiviación de sales y de algunos otros compuestos; por lo tanto, el agua es un regulador importante de las actividades físicas, químicas y biológicas en el suelo.

Método

- Determinación del contenido de humedad del suelo por gravimetría.

El método se basa en la medición o determinación de la cantidad de agua expresada en gramos que contiene una muestra de suelo. La determinación de la masa de agua se realiza por la diferencia en peso entre la masa de suelo húmedo y la masa de suelo seco, donde ha perdido masa en condiciones determinadas. Procedimiento anejo D.

Ecuación para determinar el contenido de humedad en un suelo.

$$\% \text{ Humedad} = \frac{(PC+Psh)-(PC+Pss)}{(PC+Pss)-PC} \times 100$$

Donde:

PC = Peso del crisol (g)

Psh = Peso del suelo húmedo (g)

PC + Psh = Peso del crisol más peso del suelo húmedo (g)

PC + Pss = Peso del crisol más peso del suelo seco (g)

$$\% \text{ Humedad} = \frac{(79.0014 - 78.6284) \text{ g}}{(78.6284 - 75.3955) \text{ g}} \times 100 = 11.5376 \%$$

4.2.1.5 Granulometría del suelo

Un ensaye granulométrico es la determinación de la distribución de las partículas de un suelo en cuanto a su tamaño. Consiste en separar por tamaños las partículas de suelos gruesos y finos que componen una muestra de material en estudio y en función de estos poder clasificarlos.

Método

- Clasificación del suelo por el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (SUCS).

Se realizan ensayos granulométricos por tamices o mallas (procedimiento vía seca), para materiales cuyos tamaños se encuentran comprendidos entre la malla 4" y la No. 200. Procedimiento en el anejo E.

Resultados de granulometría.

Tabla 4.4 Granulometría del suelo

Malla	Abertura (mm)	Peso suelo retenido (g).	Por ciento retenido parcial %	Por ciento que pasa %
4	4.75	0.48	0.037	99.96
10	2.000	3.36	0.2602	99.69
20	0.840	176.56	13.67	86.01
40	0.420	229.47	17.77	68.23
60	0.250	168.32	13.03	55.19
100	0.149	268.84	20.82	34.36
200	0.074	301.53	23.38	11.00
Pasa 200		142.5	11.03	
Suma		1291.06		

4.2.1.6 Límites de consistencia en el suelo

Plasticidad: Es la propiedad de los suelos que les permite bajo ciertas condiciones de humedad mantener la deformación producida por un esfuerzo que les ha sido aplicado en forma rápida sin agrietarse, desmoronarse o sufrir cambios volumétricos apreciables. Esta propiedad es originada por fenómenos electromagnéticos que proporcionan la formación de una capa de agua absorbida de consistencia viscosa alrededor de las partículas, cuyo efecto en la interacción de dichas partículas determina el comportamiento plástico del suelo. Atterberg, en forma experimental propuso 4 estados por los que pueden pasar los suelos al ir disminuyendo su contenido de humedad, definiendo tres fronteras, a las que se les llama límites de consistencia.

Límite líquido (LL): Contenido de humedad que requiere un suelo previamente remojado, en el que al darle una forma trapecial sus taludes fallen simultáneamente cerrándose la ranura longitudinalmente 13 mm, sin resbalar en sus apoyos al sufrir el impacto de 25 golpes consecutivos. Se define también como el contenido de humedad que requiere un suelo para presentar una resistencia al esfuerzo cortante de aproximadamente 27 gr/cm² independientemente de su mineralogía.

Límite plástico (LP): Es la frontera comprendida entre el estado plástico y semisólido. Se define como el contenido de humedad que posee un cilindro de material en estudio de 11 cm de longitud y 3.2 mm de diámetro.

Límite de contracción (LC): Se encuentra entre los estados semisólidos y sólidos. Su valor se define como el contenido de humedad que tiene un suelo en el cual tras un secado posterior ya no provoca disminución de volumen.

Método

- Conocer el límite líquido y el límite plástico a través del aparato de Casagrande.

Mediante las pruebas a realizar se tiene por objetivo conocer las características de plasticidad de la proporción de suelo que pasa la malla 40 cuyo resultado se utiliza para la identificación y clasificación de suelos. El procedimiento se describe en el anejo F.

Tabla 4.5 Resultados obtenidos del límite de consistencia

	Nº cápsula	WC (g)	WC+SH (g)	WC+SS (g)	WW (g)	WS (g)	Contenido de humedad %	Número de golpes
LL	1	18.20	23.48	22.47	1.01	4.27	23.65	40
LL	2	12.78	20.30	18.75	1.55	5.77	26.86	29
LL	3	12.80	18.68	17.33	1.35	4.53	29.8	20
LL	4	14.24	25.58	22.74	2.84	8.5	33.41	9
LP	5	13.94	19.51	18.58	0.93	4.64	20.04	-
LP	6	13.16	19.82	18.68	1.14	5.52	20.65	-

De acuerdo a los resultados, el LP nos da un valor de 89 por lo tanto uniendo este dato con la granulometría obtenida se obtienen arenas arcillosas, mezcla de arena y arcilla.

Tabla 4.6 Tabla de datos experimentales para límite plástico

Cápsula		Peso cápsula y muestra de suelo húmeda (W _{tm}) (gr)	Peso cápsula y muestra de suelo seca (W _{ts}) (gr)
Número	Peso (gr)		
150	9.21	12.29	11.22
357	14.14	16.55	15.65

Cálculos:

- Cálculo del peso del agua

$$W_w = W_{tm} - W_{ts}$$

$$W_{w\text{ cápsula } 15} = 12.29 \text{ gr} - 11.22 \text{ gr} = 1.07 \text{ gr}$$

$$W_{w\text{ cápsula } 16} = 16.55 \text{ gr} - 15.65 \text{ gr} = 0.9 \text{ gr}$$

- Cálculo del peso de los sólidos

$$W_s = W_{ts} - W_t$$

$$W_{s\text{ cápsula 15}} = 11.22 \text{ gr} - 9.21 \text{ gr} = 2.01 \text{ gr}$$

$$W_{s\text{ cápsula 16}} = 15.5 \text{ gr} - 14.14 \text{ gr} = 1.51 \text{ gr}$$

- Cálculo de contenido de humedad (%)

$$W = \frac{W_w}{W_s} \times 100$$

$$W_{\text{cápsula 15}} = \frac{1.07}{2.01} \times 100 = 53.23 \%$$

$$W_{\text{cápsula 16}} = \frac{0.9}{1.51} \times 100 = 59.60 \%$$

- Cálculo del Índice de Plasticidad

$$I_p = L.L - L.P$$

$$I_p = (89 - 56.41)\% = 32.59 \%$$

Con la gráfica de índice de plasticidad ubicada en la tabla de clasificación de suelos (SUCS), entrando por el eje de las x con el valor de límite líquido, siendo 89 y por el eje de las y con el índice plástico, siendo éste 32.59,

Figura 4.2 Gráfica para la determinación del índice de plasticidad

Se observa que la intersección entre los puntos anteriores, cae en el área denominada como MH (limos inorgánicos, arenas finas o limos mucáceos o de diatomeas, limos elásticos) u OH (arcillas orgánicas de plasticidad alta a media).

4.2.1.7 Determinación de materia orgánica del suelo

La materia orgánica del suelo está constituida por los restos vegetales, animales y la biomasa. Su composición es muy variada según el origen y la intensidad de los procesos que contribuyen a su descomposición.

La materia orgánica incorporada al suelo se degrada debido a la actividad biológica en sus componentes básicos, hidratos de carbono, proteínas, ácidos orgánicos, lignina, grasas, etc. Estos compuestos pueden seguir su proceso de degradación debido a la acción de las enzimas, hasta pasar a compuestos minerales asimilables por las plantas.

Las funciones más conocidas de la materia orgánica son aquellas relacionadas con las propiedades físicas del suelo. Un adecuado nivel de materia orgánica mejora aquellos suelos de textura muy pesada o también aquellos de textura muy gruesa. Ha sido reconocido por largo tiempo el hecho de que la materia orgánica sirve como un granulante en los suelos. Existe una alta correlación entre la materia orgánica y la agregación de suelos que contienen menos de un 25 %. La capacidad de infiltración del suelo puede mejorarse con la incorporación de materia orgánica; este efecto beneficioso es causado por una mejor estructuración (estructura de agregados) y por la estabilización de dichos agregados en el suelo.

Método

- Determinación de la materia orgánica de un suelo (método de Walkey y Black).

El contenido de carbono orgánico del suelo puede expresarse directamente como un tanto por ciento de carbono o ser calculado en forma de materia orgánica mediante la multiplicación de un factor. Este factor convencional para pasar de carbono orgánico a materia orgánica es 1.724, y se basa en la hipótesis de que la materia orgánica del suelo tiene un 58 % de carbono $\frac{1}{0.58} = 1.724$.

La cantidad y naturaleza del contenido de carbono orgánico del suelo juega un papel importante en la calidad del suelo (Lanson y Pierce, 1992; Parr et al., 1992).

El método de Walkey y Black consiste en la oxidación con dicromato potásico utilizando el calor de reacción del ácido sulfúrico concentrado. Posteriormente se realiza la valoración con sulfato ferroso, realizando una prueba en blanco. El equilibrio es el siguiente:

El procedimiento se desarrolla en el anejo G.

Resultados del porcentaje de carbono.

$$\% \text{ C Orgánico} = \left(\frac{B-T}{g} \right) \times N \times 0.39 \times \text{mcf}$$

Donde:

B = Volumen de sulfato ferroso gastado para valorar el blanco (mL).

T = Volumen de sulfato ferroso gastado para valorar la muestra (mL).

N = Normalidad exacta del sulfato ferroso.

g = Peso de la muestra empleada (g).

mcf = Factor de corrección de humedad $1 - \left(\frac{\% \text{ Humedad}}{100} \right)$

Cálculos

$$\% \text{ C Orgánico} = \left(\frac{13 \text{ mL} - 11.3 \text{ mL}}{0.5010 \text{ g}} \right) \times 3.66 \times 0.39 \times \left(1 - \left(\frac{1.75}{100} \right) \right) = 4.76 \%$$

$$\% \text{ Materia orgánica} = \% \text{ C orgánico} \times 1.724$$

$$\% \text{ Materia orgánica} = 4.7611 \times 1.724 = 8.20 \%$$

Tabla 4.7 Clasificación de concentración de materia orgánica

Clase	Materia Orgánica % Suelos volcánicos	Materia Orgánica % Suelos no volcánicos
Muy bajo	<4.0	<0.5
Bajo	4.1-6.0	0.6 - 1.5
Medio	6.-10.9	1.6 - 3.5
Alto	11.0-16.0	3.6 - 6.0
Muy alto	>16.1	>6.0

Por lo tanto el suelo analizado es un suelo volcánico ubicándose en el nivel medio de contenido de material orgánica.

4.2.1.8 Determinación de nitrógeno orgánico del suelo

El nitrógeno (N) presente en el suelo bajo formas orgánicas tampoco está disponible como tal para las plantas, si no que para ser absorbido tiene que pasar a formas inorgánicas. El N inorgánico representa un 2 % del N total del suelo encontrándose en formas de nitrato (NO_3), amonio (NH_4^+) y nitrito (NO_2). Debido a que está es la forma en que el N es absorbido por las plantas, el N inorgánico es muy importante para la nutrición vegetal.

Las tasas de mineralización del nitrógeno dependen de varios factores, entre ellos; el tipo de arcilla, la acidez del suelo, la relación C-N, la capacidad de aireación del suelo y la humedad. El efecto de secado y posterior re humedecimiento del suelo que causa un aumento en la producción de nitrógeno mineral, en el suelo. Los microorganismos participan de forma importante en el ciclo del nitrógeno en el suelo, debido a que realizan la fijación del nitrógeno, nitrificación y des nitrificación, así como su inmovilización.

Método

- Determinación de amonio intercambiable por extracción con KCl 2.0 N y determinación de nitratos y nitritos.

Comúnmente se evalúa al amonio intercambiable por representar la fuente de nitrógeno más directamente disponible para su incorporación en aminoácidos, determinándose por destilación mediante arrastre de vapor en presencia de MgO, agregando una aleación de Devarda permitiendo que nitratos y nitritos se reduzcan a amoniaco y así poder incluirlos en la determinación. El procedimiento se describe en el anejo H.

Resultados del nitrógeno inorgánico.

$$N \text{ (ppm)} = (M-B) \times N \times 14 \times (V_i/a) \times 1/p \times 1000$$

Donde:

M y B = Son los mililitros de ácido sulfúrico usados en la titulación de muestra y el blanco, respectivamente.

N = La normalidad del ácido.

V_i = Es el volumen del extractante.

a = Volumen de la alícuota.

p = El peso de la muestra en gramos.

$$N \text{ (ppm)} = (2.3 \text{ mL} - 0.6 \text{ mL}) \times 0.00314 \times (35 \text{ mL} / 20 \text{ mL}) \times (1/5.1519 \text{ g}) \times 1000$$

$$N = 24,2531 \text{ ppm}$$

Tabla 4.8 Interpretación de nitrógeno orgánico

Clase	N orgánico en el suelo [mg/Kg]
Muy bajo	0-10
Bajo	10-20
Medio	20-40
Alto	40-60
Muy alto	>60

Por lo tanto se concluye que el suelo analizado se encuentra en el nivel medio de nitrógeno orgánico.

4.2.1.9 Determinación de la textura del suelo con hidrómetro

La cantidad de cada partícula de suelo (arena, limo o arcilla) presente en el suelo se conoce como distribución de partículas de suelo por tamaño. La medición de la textura en la caracterización del suelo indica la cantidad de cada grupo de partículas que hay en una determinada muestra de suelo. La arena es la partícula de suelo más grande (2.0 mm - 0.05 mm), el limo un tamaño intermedio (0.05 mm - 0.002 mm), y la arcilla es la partícula más pequeña (menor a 0.002 mm).

Método

- Determinación de la textura de suelo por hidrómetro de Bouyoucos.

En una mezcla de partículas de diferentes tamaños que está suspendida en una columna de agua, las partículas más pesadas son las que decantan primero. Al agitar una muestra de suelo en solución, las partículas de arena se precipitan en la base del recipiente después de 2 minutos, mientras que las partículas de limo y arcilla se quedan suspendidas. Después de 24 horas, el limo decanta, dejando solo la arcilla en suspensión. El hexametáfosfato de sodio es ideal para dispersar el suelo. Si las partículas no se separan bien unas de otras, los resultados serán incorrectos, porque los agregados de las partículas pequeñas decantarán a la misma velocidad que las partículas grandes. Anejo I.

Resultados de textura por hidrómetro.

Lectura del hidrómetro pasadas las primeras 24 horas:

- Gravedad específica = 1.014
- Temperatura ambiente de 21.5 °C
- Gramos de suelo/L limo + arcilla según tabla: 18.66 g suelo/L
- Corrección de temperatura $(0.36 \times (b - 20 \text{ °C})) = 0.54$
- Cantidad corregida de limo y arcilla en suspensión $(c + d) = 19.2 \text{ g}$
- Gramos de suelo (limo + arcilla) en 500 mL $(e \times 0.5) = 9.6 \text{ g}$
- Gramos de arena en la muestra $(25 \text{ g} - f) = 15.4 \text{ g}$
- Porcentaje de arena $\left(\frac{g}{25}\right) \times 100 = 61.6 \%$

- i) Lectura del hidrómetro pasadas las siguientes 24 horas: 1.014. Lectura de temperatura= 18 °C
- j) Gramos de suelo/L (arcilla) según tabla: 18.66 g
- k) Corrección de temperatura $(0.36 \times (j-20 \text{ °C})) = -0.72$
- l) Cantidad de arcilla corregida en suspensión $(k + l) = 17.94 \text{ g}$
- m) Gramos de suelo (arcilla) en 500 mL $(m \times 0.5) = 8.97 \text{ g}$
- n) Porcentaje de arcilla $\left(\frac{n}{25}\right) \times 100 = 35.88 \%$
- o) Gramos de limo $(25 - (g + n)) = 0.63 \text{ g}$
- p) Porcentaje de limo $\left(\frac{p}{25}\right) \times 100 = 2.52 \%$

4.2.1.10 Determinación del porcentaje de saturación (PS)

Dependiendo de la textura, el contenido de materia orgánica y la composición química, los suelos pueden retener una determinada cantidad de agua máxima. Se puede decir que un suelo alcanza el punto de saturación cuando retenga la máxima cantidad de agua que le permiten sus características particulares.

La materia orgánica (humus) tiene una elevada capacidad de retención de agua y que algunas sustancias químicas, por sus características higroscópicas, pueden influir también en la capacidad del suelo para retener el agua.

Los suelos arcillosos alcanzan su punto de saturación con un 49 % de contenido de agua, mientras que los limosos llegan a él con un 48 % de agua. Las arenas pueden retener menos agua y su punto de saturación se logra aproximadamente con el 45 % de agua. Una pasta de suelo saturado es una mezcla particular de agua y suelo, por ejemplo la pasta de un suelo brilla cuando refleja luz; fluye ligeramente cuando el recipiente se inclina y resbala libremente desde una espátula, excepto aquellos suelos con alto contenido de arcilla.

Método

- Determinación del porcentaje de saturación por gravimetría.

El porcentaje de saturación se calcula a partir del peso de suelo seco a la estufa y la suma de los pesos de agua agregada y la presente inicialmente en la muestra seca al aire. Ver anejo J.

Contenido inicial de humedad (P_w).

$$P_w = \frac{B-C}{C-A} * 100$$

Donde:

- A = Peso del recipiente con tapa
- B = Peso del recipiente más suelo seco al aire
- C = Peso del recipiente más suelo seco a la estufa

$$P_w = \frac{(47.4433 - 47.0975) \text{ g}}{(47.0975 - 27.3999) \text{ g}} \times 100 = 1.75 \%$$

Factor de humedad (FH)

$$FH = \frac{P_3 - P_1}{P_2 - P_1} \times 100$$

Donde:

P1 = Peso del recipiente con tapa

P2 = Peso del recipiente más suelo seco al aire

P3 = Peso del recipiente más suelo seco a la estufa

$$FH = \frac{(45.417 - 40.4155) \text{ g}}{(45.4183 - 40.4155) \text{ g}} \times 100 = 0.9997 \frac{\text{g de sólido seco a la estufa}}{1 \text{ g de suelo seco al aire}}$$

Porcentaje de saturación.

- a) Peso del recipiente de plástico con su tapadera (D)
- b) Peso del recipiente plástico con su tapadera y la muestra de suelo seco al aire (E)

$$E = 362.7221 \text{ g de suelo}$$

- c) Peso del suelo seco al aire (F)

$$F = E - D = 301.6721 \text{ g}$$

- d) Peso del suelo seco a la estufa (G)

$$G = (E - D) \times FH$$

$$301.6721 \text{ g de suelo seco al aire} \times 0.9997 \frac{\text{g de sólido seco a la estufa}}{1 \text{ g de suelo seco al aire}} =$$

$$= 301.5816 \text{ g de suelo seco a la estufa}$$

- e) Contenido inicial de agua en el suelo seco al aire (H)

$$H = 301.6721 \text{ g de suelo seco a la estufa} - 301.5816 \text{ g de suelo seco a la estufa} \\ = 0.0905 \text{ g de agua}$$

- f) Peso del recipiente plástico con su tapadera más pasta de saturación (I)

$$I = 471.5991 \text{ g}$$

- g) Peso de agua agregada al suelo seco al aire para preparar la pasta de saturación (J)

$$J = I - E = 108.877 \text{ g} \quad J = (471.5991 - 362.7221) \text{ g} = 108.877 \text{ g}$$

h) Peso de agua agregada más agua presente desde el inicio (K).

$$K = J + H = 108.877 + 0.0905 = 108.9775 \text{ g de agua}$$

i) Porcentaje de saturación del suelo (Ps).

$$Ps = \frac{J + H}{G} \times 100$$

$$Ps = \frac{108.9775}{301.5816} \times 100 = 36.13 \% \frac{\text{g de agua}}{100 \text{ g de suelo seco a la estufa}}$$

4.2.1.11 Determinación de la conductividad eléctrica en el extracto de saturación con un conductímetro

La determinación de la conductividad eléctrica se utiliza normalmente para indicar la concentración total de los componentes ionizados en las soluciones. Las sales solubles en el suelo, se determinan por la presencia de una serie de combinaciones de los cationes en solución como son: calcio, magnesio, sodio, potasio y de los aniones: carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, etc.

El valor de la conductividad está relacionado con la suma de los cationes (o aniones) y en general tiene correlación con los sólidos totales disueltos. Normalmente, una acidez extrema de suelo está asociada con una disminución de sales minerales y consecuente decrecimiento de la conductividad eléctrica. Por el contrario, los suelos básicos poseen un valor de conductividad eléctrica alta. La conductividad eléctrica de la solución del suelo presenta cambios a través del año, producto de la utilización de minerales por las plantas, de actividades microbianas, y por efectos del microclima. La evaporación de agua desde el suelo puede aumentar la conductividad eléctrica en el horizonte superficial, mientras que la lluvia puede reducirla por lixiviación.

Puesto que a mayor temperatura menos viscosidad y a menor viscosidad mayor libertad de movimientos, la temperatura también tiene una marcada influencia sobre la conductividad eléctrica de un sistema acuoso. Si bien el incremento de la conductividad eléctrica con la temperatura puede variar de un ion a otro, en general, se acepta que ésta aumenta en promedio un 3 % por cada grado centígrado que aumenta la temperatura.

Método

- Medición de la conductividad eléctrica en el extracto de saturación con un conductímetro.

El termino extracto de saturación se usa en este método para designar al extracto acuoso que se obtiene por filtración al vacío de una pasta de suelo saturada con agua destilada.

El método es aplicable a suelos con un amplio rango de valores de conductividad eléctrica del extracto de saturación. El extracto se puede diluir si el valor de la conductividad esta fuera del rango de medición. Anejo K.

Resultado de la conductividad eléctrica del extracto de saturación.

A una temperatura de 25 °C la conductividad del extracto es: 6.0692 dS/m.

Tabla 4.9 Interpretación de la conductividad eléctrica

CE dS m ⁻¹ a 25 °C	Efectos
<10	Efectos despreciables de salinidad
1.1-2.0	Muy ligeramente salino
2.1-4.0	Moderadamente salino
4.1-8.0	Suelo salino
8.1-16	Fuertemente salino
>16.0	Muy fuertemente salino

De acuerdo a la tabla y al resultado obtenido, se tiene un suelo salino, que coincide con el pH.

pH del extracto de saturación es de 7.01

El pH a una temperatura de 24.8 °C es de 7.45

4.2.1.12 Análisis para la clasificación de suelos. Determinación del color

El color de un suelo es una propiedad física muy importante, ya que interviene en la ganancia y pérdida de energía radiante en el suelo y es un índice para estimar algunas características del mismo, como contenido de materia orgánica, productividad, drenaje, grado de evolución del suelo, y en la clasificación de ellos es usado como referencia para definir la presencia de horizontes típicos que definen un determinado tipo de suelo.

La naturaleza del color del suelo es una consecuencia de la longitud de ondas de la luz visible reflejada por el suelo. El contenido de humedad que el suelo posee es importante en la definición del color, ya que en suelos húmedos reflejan aproximadamente la mitad de la luz, que reflejan los suelos secos. Esto es debido a que el agua absorbe buena parte de la luz incidente. La mayor reflexión de la luz visible por los suelos secos explica por qué generalmente presentan colores más claros cuando se comparan con el mismo suelo húmedo.

El color de un suelo depende de varios factores, tales como tipo de mineral presente y contenido de materia orgánica. El color natural de la mayoría de los minerales es blanco o gris claro, aunque existen minerales negros, rojos y de otros colores.

El hierro en condiciones de buena aireación se presenta en forma de ion Fe^{+3} , dado como compuesto abundante el Fe_2O_3 (hematites) de color rosa o purpura cuando se presenta en partículas de tamaño limo o arena, mientras que finamente dividido presenta un intenso color rojo.

El ion Fe^{+2} , forma reducida, se presenta en condiciones de anaerobiosis dando compuestos de color gris, azul o verde.

La coloración gris y blanca en condiciones de aerobiosis se debe a la presencia de compuestos como cuarzo. Carbonatos de calcio y magnesio, yeso o sales más solubles.

El color oscuro en los suelos aumenta con el contenido de materia orgánica y grado de humificación de la misma, normalmente el material orgánico al ser mineralizado, es finamente dividido y cubre de tal forma las partículas de suelo que el 5 por ciento de materia orgánica es capaz de darle un color bastante oscuro al horizonte superficial. Sin embargo el color oscuro puede deberse a la presencia de dióxido de manganeso, carbón elemental, magnetita y arcillas oscuras.

Los suelos de las regiones áridas tienen color claro debido, principalmente a los minerales presentes, ya que las condiciones climáticas no permiten cantidades significativas de materia orgánica y óxidos de hierro.

Las tablas de color Munsell

Las tablas de color Munsell comprenden normalmente ocho tablas, que en conjunto son 223 tarjetas coloreadas y seleccionadas a partir de la gama completa de colores Munsell, con lo que se cubre la mayoría de los más inusuales suelos templados. Montadas en un libro de bolsillo de hojas sueltas, se les puede añadir páginas más rojizas en el caso de estudiar ambientes tropicales o semitropicales, u otras páginas de acuerdo a los objetivos del caso. Los colores se disponen y clasifican sistemáticamente en términos de tres variables conocidas en el sistema Munsell, como el tono, valor y croma, que se registran en este orden. El matiz de un color registra su composición espectral, para cada hoja se basa en cinco matices básicos: rojo (R), amarillo (Y), verde (G), azul (B) y purpura (P); así como los cinco matices combinados de los anteriores (YR, GY, BG, PB, y RP), cada uno de los matices tiene diferentes tonalidades que se especifican mediante números entre cero (0) y diez (10) colocados antes de la letra correspondiente. El valor es una medida de su luminosidad; y la pureza indica su intensidad.

Método

- Determinación del color utilizando la carta Munsell de colores de suelo. Método de la Tabla Munsell para la determinación del color de los suelos minerales y orgánicos. La determinación se basa en igualamiento del color observado en el suelo tanto en seco como en húmedo respecto al color registrado en las tarjetas del color, ubicada en cada una de las páginas de las tablas Munsell, donde se manejan parámetros de matiz, Brillo e Intensidad. Anejo L.

4.2.1.13 Determinación de nitrógeno total en el suelo

El contenido de nitrógeno total en los suelos presenta un amplio rango, pero es común el comprendido entre 0.2 y 0.7 % para la denominada capa arable. El porcentaje tiende a disminuir al aumentar la profundidad del perfil. Dentro de los factores de formación del suelo es el clima quien más directamente influye en el contenido total de nitrógeno, cuyo porcentaje tiende a incrementarse al disminuir la temperatura y aumentar la precipitación, lógicamente dentro de ciertos límites.

El nitrógeno orgánico representa, comúnmente, entre el 85 y 95 % del nitrógeno total.

Método

- Determinación de nitrógeno total en el suelo por el procedimiento de digestión.

La determinación de nitrógeno total por este procedimiento involucra dos pasos mediante digestión ácida, se efectúa la transformación del nitrógeno orgánico a mineral (mineralización) y posteriormente se cuantifica el contenido total en forma de nitrógeno mineral.

En el procedimiento de Kjeldahl, la muestra es digerida con ácido sulfúrico, y el nitrógeno orgánico se convierte en sulfato de amonio, además sustancias como K_2SO_4 y catalizadores como el cobre que aumentan la oxidación de la materia orgánica. El amonio en el digestor es determinado por titulación del amonio liberado por destilación del digestor con una solución alcalina. El procedimiento se describe en el anejo M.

Resultados de nitrógeno total.

$$\% \text{ N total} = (V_m - V_b) \times N \times \frac{14}{p} \times 10$$

Donde:

V_m = Volumen de ácido sulfúrico empleado para titular la muestra.

V_b = Volumen de ácido sulfúrico empleado para titular el blanco.

N = Normalidad exacta del ácido sulfúrico.

14 = Peso equivalente del nitrógeno.

10 = Factor de conversión de porcentaje.

P = Peso de la muestra de suelo en g.

$$\% \text{ N total} = (5 \text{ mL} - 3.5 \text{ mL}) \times 0.0006 \times \frac{14}{1 \text{ g}} \times 10 = 0.126$$

Tabla 4.10 Cantidad de nitrógeno total

Clase	Nitrógeno total %
Bajo	<0.30
Medio	0.3-0.8
Alto	>0.8

De acuerdo a la tabla se obtiene un nivel bajo de Nitrógeno total.

4.2.1.14 Determinación de los carbonatos de calcio equivalentes por el método de neutralización ácida y por el procedimiento de Horton y Newson

Los carbonatos presentes en el suelo son fundamentalmente la calcita “carbonato cálcico” (CaCO₃), la magnesita “carbonato magnésico” (MgCO₃), la dolomita “carbonato cálcico y magnésico” (MgCO₃. CaCO₃), y el carbonato sódico (Na₂CO₃), aunque este último solo en suelos salinos o básicos.

La fracción de carbonatos de suelo susceptible de solubilizarse y pasar a la solución del suelo es la llamada caliza activa. La caliza activa equivale a la fracción de carbonatos cuya granulometría es inferior a 50 μm.

Los carbonatos de calcio y magnesio se disuelven fácilmente en agua que contenga CO₂, pero no en agua pura, y aportan calcio al suelo, según las siguientes reacciones:

El calcio aportado por los carbonatos en este proceso de disolución contribuye a la formación de agregados estables en el suelo y favorece la actividad microbiana y la mineralización de la materia orgánica. Sin embargo, también eleva el pH del suelo, de tal manera que en suelos con carbonatos, el pH puede

alcanzar valores de 8 - 8.5. Estos valores elevados del pH afectan la solubilidad de algunos nutrientes y, por lo tanto, es asimilable por las plantas. Por otro lado, el exceso del calcio en el suelo disminuye la estabilidad de la estructura de los horizontes, y favorece la formación de costra superficial. Considerando la fertilidad del suelo es mala, ya que altos contenidos de los mismos pueden inducir deficiencias de fósforo, zinc, hierro y/o manganeso en los cultivos. El contenido total de carbonatos se expresa normalmente por el equivalente de carbonato (ECC).

Método

- Determinación de los carbonatos de calcio equivalente por el método de neutralización ácida.

El principio del método se basa en la reacción de los carbonatos no solubles por medio de un ácido fuerte como el ácido clorhídrico diluido (HCl) y determinar la cantidad equivalente de ácido que queda sin reaccionar después de la descomposición (sin reaccionar), mediante una base fuerte (NaOH) estandarizada.

Los resultados son referidos como carbonato de calcio equivalente, dado que la disolución no es selectiva para la calcita, también otros carbonatos pueden ser disueltos de la misma manera, como la dolomita.

- Determinación de los carbonatos de calcio equivalentes por el procedimiento de Horton y Newson.

En un recipiente cerrado a la temperatura y presión constante, llevar a reacción de CaCO_3 con HCl 1:1; se produce un desprendimiento de CO_2 , producto de la reacción entre los carbonatos y el ácido, el cual ejerce presión y desplaza cierto volumen que es proporcional a la cantidad de CO_2 desprendido y por tanto la cantidad de CO_2 presente en la muestra problema.

Este desplazamiento producido por el CO_2 del problema se compara con el producido por una cantidad perfectamente conocida de CaCO_3 puro y seco. La reacción puede estimarse como sigue: Ver anejo N.

Resultados de los carbonatos de calcio equivalente por el método de neutralización ácida.

$$\% \text{CaCO}_3 \text{equivalente} = M \times \frac{A-B}{S} \times 50 \times \text{mcf}$$

Donde:

M = Molaridad de la solución de NaOH

A = mL de NaOH usados para el blanco

B = mL de NaOH usados para la muestra

s = Peso de la muestra seca al aire en gramos

50 = 0.00050x10x100 % (50=peso equivalente del CaCO₃)

mcf = Factor de corrección de humedad $1 - \left(\frac{\% \text{Humedad}}{100} \right)$

$$\% \text{CaCO}_3 \text{equivalente} = 0.868 \times \frac{(14.5 - 11.4) \text{ mL}}{5.0008 \text{ g}} \times 50 \times 1 - \left(\frac{1.75}{100} \right) = 8.7138$$

Tabla 4.11 Interpretación de % CaCO₃

Clase	%CaCO ₃
Muy bajo	<0.5
Bajo	0.5 - 2.0
Mediano	2.1- 15
Alto	16 - 40
Muy alto	>40

De acuerdo a la tabla la determinación de los carbonatos de calcio equivalentes del suelo el valor está en nivel medio.

Carbonatos de calcio equivalente por procedimiento de Horton y Newson

$$\% \text{CCE} = \frac{V_m}{V_{ca}} * 100$$

Donde:

CCE = Carbonato de calcio equivalente

V_m = Volumen desplazado de agua (mL) por un g de suelo

V_{ca} = Volumen desplazado de agua (mL) por un g de CaCO₃ puro

$$\% \text{CCE} = \frac{0.5 \text{ mL}}{4 \text{ mL}} \times 100 = 12.5 \%$$

Se utiliza la misma tabla de interpretación de resultados, se observa que los dos resultados se mantienen en la misma clase de mediano.

4.2.1.15 Determinación de la acidez extraíble

La acidez del suelo está asociada a la presencia o cantidad relativa de cationes ácidos y bases en los sitios de intercambio en una micela, utilizando este término para designar una partícula sólida cargada, ya sea de arcilla o de naturaleza orgánica, que se considera como parte del sistema ácido-base-sal del suelo.

El estudio de la acidez del suelo comprende dos aspectos:

- Intensidad
- Cantidad

La intensidad de la acidez se caracteriza universalmente por la medida de la actividad de ion hidrógeno que se expresa como pH.

La acidez titulable o no intercambiable es la cantidad de acidez extraída con solución de BaCl_2 -TEA ajustada a pH 8. Este valor es mucho mayor (en ocasiones 10 veces más) que el de aluminio intercambiable porque también incluye hidrógeno no intercambiable asociado con los grupos carboxil, y con óxidos hidratados de hierro y aluminio. Estos componentes no tienen efectos nocivos en el crecimiento de las plantas. Por lo tanto la acidez titulable no es de valor práctico.

Hay varios factores que influye sobre la acidez de los suelos. El calcio, magnesio y potasio, se eliminan del suelo a través de la erosión, lixiviación y recolección del cultivo, incrementándose la acidez de los suelos. Además, la utilización de fertilizantes acidificantes incrementan los niveles de acidez de los suelos.

Método

- Determinación de acidez extraíble por el procedimiento de cloruro de bario-trietanolamina.

El suelo se lava con una solución de BaCl_2 0.25 M y de trietanolamina 0.2 M, se lleva a un pH 8, después de agitar y dejar decantar, se toma una alícuota del sobrenadante y es titulada con ácido para medir la base residual. La acidez extraída resultante del reemplazo de los iones H^+ y Al^{+++} y de la disociación de los grupos ácidos se neutraliza con la trietanolamina libre que es una base débil y a la vez una solución buffer de pH 8. La alta concentración de iones Ba^{++} no sólo sirve para reemplazar a los iones Al^{+++} de intercambio, sino que también aumenta la hidrólisis de los iones Al^{+++} absorbidos y el grado de disociación de los grupos ácidos en la superficie de las arcillas. El procedimiento se describe en el anejo Ñ.

Resultados de la determinación de la acidez extraíble.

$$\text{Acidez extraíble} = \frac{(a-b) \times 0.1 \times 100 \times \text{mcf}}{s} \times \frac{25}{10} = \frac{(a-b) \times 25 \times \text{mcf}}{s}$$

Donde:

a = mL de HCl gastados por el blanco

b = mL de HCl gastados por la muestra

mcf = Factor de corrección de humedad $1 - \left(\frac{\% \text{Humedad}}{100} \right)$

s = Peso de la muestra en gramos

$$\text{Acidez extraíble} = \frac{(60.4 - 26.8) \text{ mL} \times 25 \times \left(1 - \left(\frac{1.75}{100} \right) \right)}{2.5006} = 330.209 \frac{\text{cmol}}{\text{Kg de suelo}}$$

4.2.1.16 Determinación de la acidez y el aluminio intercambiable

La acidificación del suelo es el proceso por el cual aumenta la concentración de iones H^+ , normalmente proveniente del Al intercambiable y de grupos orgánicos ácidos, alcohólicos y fenólicos. La acumulación de iones H^+ se da tanto por adición de dichos iones o por pérdida de bases en la solución del suelo. La acidificación reduce la disponibilidad de nutrientes en el suelo (P, K, Ca y Mg), provoca la movilización de elementos tóxicos como el Al, incrementa la movilidad de metales pesados, y provoca variaciones en la estructura de la microflora y microfauna.

Se entiende por acidez del suelo la condición del mismo en la cual existe una acumulación de elementos tóxicos (Al, Fe y Mn), a menudo asociada a una fertilidad natural baja (deficiencia de P, cationes y a elementos menores). De manera orientada, la acidez del suelo puede determinarse midiendo su pH y en términos más precisos a través de la acidez intercambiable o del porcentaje de saturación de acidez.

El suelo puede acidificarse tanto por causas naturales (lixiviación, procesos redox, acumulación de sustancias orgánicas, efecto de algunas especies vegetales, actividad volcánica), como antrópicas (extracción de nutrientes por labor del suelo intensivo, lluvias ácidas, utilización de fertilizantes, adición de enmiendas orgánicas residuales).

Método

- Determinación de la acidez extraíble y el aluminio intercambiable por el procedimiento de cloruro de potasio.

La acidez intercambiable corresponde a la acidez resultante del desplazamiento con una disolución de sal neutra, como el cloruro de potasio (KCl), o el cloruro de sodio (NaCl), 1 M. En un suelo típico, las especies que contribuyen a la acidez intercambiable son aquellas especies ácidas que ocupan posiciones de intercambio en la fase sólida del suelo, y por lo tanto pueden ser desplazadas cuando se valoran con una disolución de catión como el hidróxido de sodio (NaOH) a concentración suficientemente alta. El procedimiento se describe en el anejo O.

Resultados de la determinación de acidez y aluminio intercambiables.

$$\text{Acidez intercambiable } \frac{\text{C mol}}{\text{Kg}} = \frac{(a-b)}{s} \times (M \times 100)$$

Donde:

a = mL de NaOH gastados en la muestra

b = mL de NaOH gastados en el blanco

M = Molaridad de la solución de NaOH

s = Peso de la muestra en gramos.

$$\text{Acidez intercambiable} = \frac{(0.4-0.2)\text{mL}}{4.9987 \text{ g}} \times (0.2868 \times 100) = 1.1475 \frac{\text{C mol}}{\text{Kg}}$$

$$\text{Al intercambiable } \frac{\text{C mol}}{\text{Kg}} = \frac{\text{mL HCl} \times M \times 100}{\text{g de muestra}}$$

Donde:

mL HCl = mL de HCl gastados hasta la desaparición rosa

M = Molaridad de HCl

$$\text{Al intercambiable} = \frac{0.8 \text{ mL} \times 2.18 \times 100}{4.9987 \text{ g}} = 34.889 \frac{\text{C mol}}{\text{Kg}}$$

4.3 DETERMINACIÓN DE LOS HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO (HTPs)

4.3.1 Extracción de hidrocarburos totales del petróleo. Ver anejo P.

Existen diferentes técnicas de extracción de hidrocarburos, en esta tesis se emplea:

Extracción por reflujo (Soxhlet)

Introducción

La extracción Soxhlet es una de las técnicas analíticas más ampliamente usadas; es un procedimiento para la extracción de compuestos orgánicos no volátiles y semivolátiles de sólidos, como suelos, lodos y residuos. Este método asegura el contacto íntimo de la matriz de la muestra con el solvente de extracción. La extracción de hidrocarburos del petróleo por Soxhlet provee fracciones de C₆ a C₅₀. Para la óptima extracción de los compuestos orgánicos, los sólidos deben estar en partículas pequeñas; mientras más pequeñas sean las partículas, más área de superficie y contacto y, por lo tanto se mejora la extracción.

Así, los sólidos de mayor tamaño deben ser reducidos a pequeñas partículas antes de la extracción. El desarrollo del método de extracción Soxhlet incluye encontrar un solvente o mezclas de solventes que tengan una alta afinidad por los analitos y una baja afinidad por la matriz de la muestra sólida. El solvente debe tener una alta volatilidad porque debe ser removido al final de la extracción para concentrar el analito de interés (Weisman, 1998).

Método

- Para extraer los hidrocarburos de suelos contaminados se utiliza el método de reflujo con equipo Soxhlet, tomando como referencia los métodos D5369-93 de la ASTM (2003) y 3540C y 3541 de la US EPA (1996, 1994).

Fundamento

Este método consiste en extraer los hidrocarburos contenidos en el suelo, mediante la acción de un solvente orgánico volátil apropiado, que es reflujaado a través de la muestra varias veces durante un tiempo determinado. El solvente es evaporado y posteriormente condensado por un refrigerante, se le hace pasar por la muestra y se le regresa al origen para ser nuevamente evaporado. La muestra sólida es mezclada con sulfato de sodio anhidro para eliminar el agua residual, se le coloca en un dedal, o cartucho de papel o fibra de vidrio y se usa un solvente orgánico apropiado para su extracción en un equipo Soxhlet. Mediante los reflujos del solvente y la temperatura, se permite el contacto íntimo de la muestra con el solvente de extracción, de esta manera se logra la liberación de los hidrocarburos presentes en la muestra. El extracto orgánico

se concentra (si es necesario) o bien se evapora para realizar el intercambio de solvente, acorde con el método de cuantificación.

Figura 4.3 Equipo Soxhlet

Interferencias

Los solventes, reactivos, material de cristalería y otros materiales utilizados en los procedimientos de preparación de la muestra pueden contener impurezas (como hidrocarburos residuales). Por lo que se requiere confirmar que estos materiales estén libres de otros compuestos, bajo las mismas condiciones de análisis, mediante la corrida de un blanco, utilizando reactivos puros. La limpieza rigurosa de los materiales por utilizar es necesaria y, en ocasiones, dependiendo del grado de pureza de solvente, es conveniente purificarlo por destilación.

Los plásticos en particular deben ser evitados porque los ftalatos que contienen son comúnmente usados como plastificantes y son fácilmente extraídos de estos materiales.

El Método gravimétrico para la cuantificación de hidrocarburos totales del petróleo.

La técnica de gravimetría mide el peso de los contaminantes totales extraídos con un solvente por medio de una balanza analítica. Ofrece una cuantificación gruesa que no requiere equipo sofisticado, es un procedimiento sencillo, barato y rápido.

El contenido de hidrocarburos a bajas concentraciones no puede ser determinado con mucha precisión con este método, debido al error que se puede presentar con pesos muy pequeños. Este método no da información sobre el tipo de compuesto presente, o de la presencia o ausencia de compuestos tóxicos.

Cálculos. La diferencia en peso corresponde al contenido total de HTPs. Para hacer el cálculo de concentración de hidrocarburos totales del petróleo provenientes de la muestra, se debe considerar la cantidad de suelo que se pesó para la extracción, así como la humedad de la muestra. El resultado debe expresarse en mg de HTP/Kg de suelo seco, y se calcula de la siguiente manera:

$$HTPs = \frac{(RB-RA) \times FC}{(P \times FH)}$$

Donde:

HTPs (mg kg⁻¹ de s.s.) = hidrocarburos totales del petróleo en mg/ Kg de suelo seco

RA= peso (mg) del matraz vacío a peso constante

RB = peso (mg) del matraz con el extracto orgánico concentrado

P = Peso del suelo a tratar (g)

FH = factor de corrección de humedad (1-(%humedad/100))

FC = factor de corrección para transformar a Kg de s.s. = 1000

$$\% \text{ Eficiencia de remoción} = \frac{\text{HTPs finales}}{\text{HTPs iniciales}} \times 100$$

4.3.1.1 Columnas empleadas en la movilización del diésel

Para llevar a cabo el estudio de la movilidad del diésel de un suelo contaminado, se requiere determinar el equipo apropiado a utilizar, para obtener los mejores resultados en el desarrollo experimental.

Por lo anterior se deben considerar las propiedades fisicoquímicas del suelo contaminado, del surfactante así como las propiedades del material de fabricación.

El material más óptimo por las condiciones del proceso de remoción es el policloruro de vinilo (PVC), ya que cumple con las condiciones necesarias de operación como son:

- Rango de temperatura de trabajo -15 °C + 60 °C.
- Resistencia, rigidez y dureza mecánicas elevadas.
- Buen aislante eléctrico.
- Elevada resistencia a sustancias químicas.
- Autoextingible.
- Impermeable a gases y líquidos.
- Mínima absorción de agua.
- Resistente a la acción de hongos, bacterias, insectos y roedores.
- Fácil de pegar y soldar Resistente a la intemperie (sol, lluvia, viento y aire marino).

En base a lo anterior se procede al diseño de las columnas, realizando los cálculos necesarios considerando los parámetros a controlar como son:

- Presión de operación
- Altura de las columnas
- Diámetro de las columnas

- Diámetro del tubo interior
- Espesor de las paredes de las columnas
- Tipo de tapas
- Tipo válvulas de control de flujo
- Diámetro de la tubería del fluido
- Tipo de válvula de control de presión
- Tipo del manómetro (indicador de presión)
- Tipo de bomba y potencia

Los cálculos realizados para el diseño de las columnas, están basados en el código ASME (Asociación Americana de Ingenieros Mecánicos), es empleado en México, Estados Unidos de Norteamérica y muchos otros países.

A continuación se enlistan los principales códigos existentes en el mundo para diseño y fabricación de recipientes a presión.

País	Código
Alemania Occidental	A.D Merkabatt
Estados Unidos de Norteamérica	ASME
Inglaterra	British code BS 5500
Italia	Italian Pressure Vessel code
Japón	Japanese std. Pressure vessel construction

- Cálculo del área de cada una de las tres columnas.

$$A=2\pi r h$$

$$A=2\pi (2.54 \text{ cm}) (50 \text{ cm})=797.96 \text{ cm}^2$$

- Cálculo del área total de cada columna considerando las tapas.

$$A=2\pi r (h+r)$$

$$A = 2\pi (2.54 \text{ cm}) (50 \text{ cm} + 2.54 \text{ cm}) = 838.50 \text{ cm}^2$$

- Cálculo del volumen de la columna

$$V_T=\pi r^2 h$$

$$V_T=\pi (2.54 \text{ cm})^2 (50 \text{ cm}) = 1013.42 \text{ cm}^3$$

- Cálculo de la altura ocupada por el suelo

$$h = \frac{V_T}{\pi r^2} \times 0.8$$

$$h = \frac{4051.6 \text{ cm}^3}{\pi (2.54 \text{ cm})^2} \times 0.8 = 33.09 \text{ cm}$$

- Cálculo del área del tubo interior (aspersor)

$$A = 2\pi r (0.635 \text{ cm}) (45 \text{ cm}) = 179.54 \text{ cm}^2$$

- Cálculo del área total del tubo interior (aspersor)

$$A = 2\pi r r (h + r)$$

$$A = 2\pi (0.635 \text{ cm}) (45 + 0.635 \text{ cm}) = 182.08 \text{ cm}^2$$

- Cálculo del volumen total del tubo interior (aspersor) (V_T)

$$V_T = \pi r^2 h$$

$$V_T = \pi (0.635 \text{ cm})^2 (45 \text{ cm}) = 57.0 \text{ cm}^3$$

- Cálculo de la presión de operación (P_o)

La presión de operación es la presión de trabajo y es la presión manométrica a la cual estará sometido un equipo en condiciones de operación normal.

Presión manométrica de operación a la cual trabaja la columna:

$$P_o = 2.1 \frac{\text{Kg}}{\text{cm}^2} = 29.86 \frac{\text{Lb}}{\text{Plg}^2}$$

- Cálculo de la presión de diseño (P)

Definida como el valor que debe utilizarse en las ecuaciones para el cálculo de las partes constitutivas de los recipientes sometidos a presión, dicho valor será calculado mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Si } P_o \leq 300 \frac{\text{Lb}}{\text{Plg}^2}$$

$$P = P_o + 30 \frac{\text{Lb}}{\text{Plg}^2}$$

Como la presión de operación es menor a $300 \frac{\text{Lb}}{\text{Plg}^2}$

$$P = 29.86 \frac{\text{Lb}}{\text{Plg}^2} + 30 \frac{\text{Lb}}{\text{Plg}^2} = 59.86 \frac{\text{Lb}}{\text{Plg}^2}$$

- Cálculo de la presión del esfuerzo de diseño (S)

Es el valor máximo al que podemos someter un material, que forma parte de un recipiente a presión, en condiciones normales de operación. Su valor es aproximadamente el 25 % del esfuerzo último a la tensión del material en cuestión.

$$S = 0.25 S_{\text{tensión}}$$

$$S = 0.25 \times 500 \text{ Kg/cm}^2 = 125 \text{ Kg/cm}^2$$

Tabla 4.12 Características técnicas del PVC

Densidad	1.37 a 1.42 Kg/dm ³
Coeficiente de dilatación lineal	0.060 a 0.080 m/°C/m
Temperatura de ablandamiento	> 80 °C
Módulo de elasticidad a 20 °C	> 28.0 Kg/cm ²
Tensión de ruptura a la tracción	> 500 Kg/cm ²

- Cálculo de la eficiencia de las soldaduras (E)

Es el grado de confiabilidad que se puede tener de ellas. Sus valores están de acuerdo a la confiabilidad de las mismas. Los tipos de unión más comúnmente usados en la fabricación de recipientes a presión.

Se considera una eficiencia de 0.85 ya que el punto óptimo de eficiencias para los cuerpos cilíndricos es utilizado cuando el espesor no es muy grande.

- Cálculo del tamaño óptimo del recipiente (F)

Para construir un recipiente funcional con el mínimo de material, lo cual implica menor costo de fabricación, es necesario determinar las medidas que el recipiente requiere.

$$F = \frac{P}{C S E}$$

Donde:

P = Presión de diseño

C = Corrosión máxima permitida

S = valor del esfuerzo del material

E = eficiencia de la soldadura

$$F = \frac{59.86 \text{ Lb/plg}^2}{0.125 \times 1774.19 \text{ Lb/plg}^2 \times 0.85} = 0.3175$$

- Cálculo del espesor para la pared del cuerpo cilíndrico (t)

$$t = \frac{PR}{SE - 0.6 P}$$

Donde:

P = Presión de diseño

R = Radio interno del cilindro

S = Esfuerzo de diseño

E = Eficiencia de las soldaduras

$$t = \frac{59.86 \text{ Lb/plg}^2 \times 2.54 \text{ Plg}}{1774.19 \text{ Lb/plg}^2 \times 0.85 - 0.6 \times 59.86 \text{ Lb/plg}^2} = 0.1032 \text{ Plg}$$

Al valor obtenido para el espesor de pared del cuerpo del recipiente se le suma el margen de corrosión y se eleva al valor comercial que sea inmediato superior al calculado.

$$0.1032 \text{ Plg} + 0.125 \text{ Plg} = 0.2282 \text{ in} \leq 0.5 \text{ Plg} \therefore t = \frac{1}{2} \text{ Plg}$$

- Cálculo del espesor de las tapas (t)

$$t = \frac{PR}{2(SE - 0.1 P)}$$

$$t = \frac{59.86 \text{ Lb/plg}^2 \times 2.54 \text{ Plg}}{2 \times \left(1774.19 \text{ Lb/plg}^2 \times 1 - 0.1 \times 59.86 \text{ Lb/plg}^2 \right)} = 0.043 \text{ plg}$$

$$t = 0.043 \text{ Plg} + 0.125 \text{ Plg} = 0.168 \text{ Plg} \leq 0.5 \text{ Plg} \therefore t = \frac{1}{2} \text{ Plg}$$

- Cálculo del volumen de diseño (V_D)

$$V_D = \frac{V_F}{V_{\text{útil}}}$$

Donde:

V_F = Volumen del fluido.

$V_{\text{útil}}$ = Volumen útil del tanque.

Considerando un volumen útil de la columna del 80 %.

Caudal promedio de trabajo = $112 \frac{\text{mL}}{\text{min}}$

$$112 \frac{\text{mL}}{\text{min}} * \frac{60 \text{ min}}{1 \text{ hr}} * \frac{1 \text{ L}}{1000 \text{ mL}} * \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} = 0.00672 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$0.00672 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} (1 \text{ día}) \frac{24 \text{ hrs}}{\text{día}} = 0.1612 \text{ m}^3$$

$$V_D = \frac{0.1612 \text{ m}^3}{0.80} = 0.2015 \text{ m}^3$$

La presión óptima de operación de las columnas cilíndricas es de 2.1 Kg/cm^2 , la altura adecuada es de 50 cm, diámetro interior 2 pulgadas (5.08 cm), espesor 0.1032 Plg (0.579 cm).

El tubo interior que es el dispersor de la solución del surfactante es de $\frac{1}{2}$ pulgada de diámetro interior (1.27 cm), las perforaciones tiene un diámetro de 0.0015 cm con una separación de 0.0025 cm, la longitud es de 45 cm.

Figura 4.4 Columna con tubo interior

En las figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, se muestran las diferentes vistas del equipo diseñado y empleado para la remoción de diésel del suelo extraído de la ex refinería 18 de marzo. Las columnas operaron a una capacidad del 80 %, ya que se requiere que el suelo contaminado quede completamente inundado con la solución del surfactante. Se emplea una bomba centrífuga de $\frac{1}{2}$ de HP de potencia marca siemens para suministrar la solución de surfactante a las columnas.

Figura 4.5 Diagrama 3D del equipo vista superior

Figura 4.6 Diagrama 3D del equipo vista frontal

Figura 4.7 Diagrama 3D de la parte superior de las columnas

Figura 4.8 Diagrama 3D de las columnas

Figura 4.9 Diagrama 3D de la parte inferior de las columnas

Procedimiento de operación de las columnas:

1. Colocar 500 gramos de suelo contaminado en las columnas
2. Cerrar la tapa superior
3. Suministrar la solución de surfactante
4. Controlar la presión de operación a 2.1 Kg/cm^2
5. Controlar el flujo de solución de surfactante
6. Recibir y cuantificar la solución de surfactante en una probeta graduada de 5 litros.
7. Apagar la bomba centrífuga
8. Dejar drenar las columnas de la solución de surfactante
9. Calcular los HTPs, después de ser tratado el suelo con el respectivo surfactante, empleando el equipo de extracción Soxhlet

Procedimiento de lavado del suelo contaminado con diésel

Figura 4.10 Suelo en columna

Figura 4.11 Columna

Figura 4.12 Determinación de HTPs

Las diferentes soluciones empleadas en la remoción del diésel, fue de un volumen de 10 litros con una variación en la concentración de 0.5 a 4 [g/L].

4.3.1.2 Empleo del surfactante utilizado: Lauril Éter Sulfato de Sodio (LESS)

El lauril éter sulfato de sodio también conocido como dodecil éter sulfato de sodio, se obtiene mediante la reacción del alcohol dodecilico y ácido sulfúrico, varía su número de grupos etoxil (por el proceso de la polietoxilación). Presenta alta capacidad de humectación y es fácilmente emulsionable. Los efectos de irritación se incrementan al aumentar la concentración.

Tiene las siguientes propiedades fisicoquímicas:

Estructura molecular:

Densidad: (1.045-1.070) g/mL

Apariencia: Líquido viscoso ligero, color amarillento

Solubilidad: Media en el agua

Viscosidad: 35.0 cps

Lauril Éter Sulfato de Sodio 0.5 [g/L]

Temperatura ambiente 23 °C

Tabla 4.13 % Humedad del Suelo contaminado con diésel sin tratamiento

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol+mta seca[g]	% Humedad
1	75.5562	79.2736	78.8745	12.027
2	76.8685	79.6621	79.3653	11.887
3	75.7979	79.972	79.528	11.903

Tabla 4.14 Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kg ss]
1	133.0376	133.171254	133.171254	10.0306	0.879727	15146.31
2	94.6893	94.824723	94.824723	10.0907	0.881127	15231.13
3	96.8121	96.948641	96.948641	10.0807	0.880968	15374.89

Comportamiento del funcionamiento de la columna del volumen obtenido en función del tiempo.

P= 2.1 kg/cm²

500 g de muestra contaminada

10 Litros de solución

Tabla 4.15 Volumen obtenido en función del tiempo

Tiempo [min]	Volumen obtenido [mL]
0	625
10	240
20	205
30	120
40	120
50	112
60	100
70	65

Figura 4.13 Comportamiento del flujo de la solución de Lauril Éter Sulfato de Sodio 0.5 [g/L]

Tabla 4.16 % Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol +mta seca [g]	% Humedad
1	75.7842	84.4263	83.2514	15.73414399
2	76.8466	82.8102	81.9685	16.43335481
3	76.8656	85.1856	84.0012	16.59846404

Tabla 4.17 Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kgss]
1	154.3403	154.435514	95.214	10.5631	0.842658	10696.896
2	91.8057	91.896954	91.254	10.1730	0.835666	10734.205
3	78.7869	78.91233	125.43	10.1035	0.834015	14885.229

Tabla 4.18 Cálculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado

Parte Superior [%]	Parte Media [%]	Parte Inferior [%]
29.376	29.524	3.184

Lauril Éter Sulfato de Sodio al 1.0 [g/L]

Temperatura ambiente 23 °C

Tabla 4.19 % Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol+mta seca[g]	% Humedad
1	75.5026	79.2952	78.8745	12.476
2	76.8421	79.6254	79.3653	10.308
3	75.6974	79.9723	79.5280	11.598

Tabla 4.20 Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kg ss]
1	133.12365	133.257544	133.89	10.1245	0.87523	15109.96
2	94.5478	94.68467	136.87	10.2147	0.89691	14939.31
3	96.8289	96.96454	135.64	10.0012	0.88401	15341.82

Comportamiento del funcionamiento de la columna del volumen obtenido en función del tiempo.

P= 2.1 kg/cm²

500 g de muestra contaminada

10 Litros de solución

Tabla 4.21 Volumen obtenido en función del tiempo

Tiempo [min]	Volumen obtenido [mL]
0	547
10	346
20	314
30	248
40	117
50	85
60	64
70	57

Figura 4.14 Comportamiento del flujo de la solución de Lauril Éter Sulfato de Sodio 1.0 [g/L]

Tabla 4.22 % Humedad del Suelo contaminado con diésel tratado con surfactante

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol +mta seca [g]	% Humedad
1	75.7654	84.5621	83.7124	10.692
2	76.8547	82.8012	82.1654	11.972
3	76.8356	85.1241	84.4781	8.452

Tabla 4.23 Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kgss]
1	154.3945	154.46991	75.41	10.0234	0.89307	8424.10805
2	91.7841	91.86862	84.52	10.2415	0.88027	9375.08820
3	78.7795	78.86634	86.84	10.4782	0.91547	9053.83858

Tabla 4.24 Cálculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado

Parte Superior [%]	Parte Media [%]	Parte Inferior [%]
44.248	37.245	40.985

Lauril Éter Sulfato de Sodio al 2.0 [g/L]

Temperatura ambiente 23° C

Tabla 4.25 % Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol+mta seca[g]	% Humedad
1	75.4954	79.2547	78.8587	11.77415
2	76.8328	79.6347	79.3547	11.10274
3	75.7014	79.8094	79.3694	11.99563

Tabla 4.26 Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kg ss]
1	133.123	133.25661	132.96	10.2485	0.8822	14704.9940
2	94.547	94.68145	133.65	10.1201	0.8889	14855.7911
3	96.828	96.96185	132.95	10.354	0.8800	14590.6950

Comportamiento del funcionamiento de la columna del volumen obtenido en función del tiempo.

P= 2.1 kg/cm²

500 g de muestra contaminada

10 Litros de solución

Tabla 4.27 Volumen obtenido en función del tiempo

Tiempo [min]	Volumen obtenido [mL]
0	512
10	296
20	245
30	264
40	200
50	72
60	61
70	59

Figura 4.15 Comportamiento del flujo de la solución de Lauril Éter Sulfato de Sodio 2.0 [g/L]

Tabla 4.28 % Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol +mta seca [g]	% Humedad
1	75.7654	84.5621	83.7124	10.69208506
2	76.8547	82.8012	82.1654	11.97205641
3	76.8356	85.1241	84.2014	12.52681311

Tabla 4.29 Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kgss]
1	154.3945	154.4682	73.7	10.8547	0.89307	7602.55748
2	91.7841	91.8635	79.45	10.5600	0.88027	8546.91582
3	78.7795	78.8621	82.64	10.4764	0.87473	9017.85581

Tabla 4.30 Cálculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado

Parte Superior [%]	Parte Media [%]	Parte Inferior [%]
48.299	42.467	38.194

Lauril Éter Sulfato de Sodio al 4.0 [g/L]

Temperatura ambiente 23 °C

Tabla 4.31 % Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol+mta seca[g]	% Humedad
1	75.3955	79.0014	78.6284	11.537
2	76.8021	79.6417	79.3445	11.689
3	75.7001	79.7454	79.3621	10.466

Tabla 4.32 Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kg ss]
1	133.12365	133.25615	132.5	10.0231	0.88462	14943.60
2	94.5478	94.68027	132.4	10.5273	0.88310	14249.16
3	96.8289	96.9653	136.4	10.0541	0.89533	15152.62

Comportamiento del funcionamiento de la columna del volumen obtenido en función del tiempo.

P= 2.1 kg/cm²

500 g de muestra contaminada

10 Litros de solución

Tabla 4.33 Volumen obtenido en función del tiempo

Tiempo [min]	Volumen obtenido [mL]
0	486
10	208
20	210
30	223
40	117
50	62
60	61
70	41

Figura 4.16 Comportamiento del flujo de la solución de Lauril Éter Sulfato de Sodio 4.0 [g/L]

Tabla 4.34 % Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+mta [g]	Wcrisol +mta seca [g]	% Humedad
1	75.7018	84.0147	83.1556	11.52566476
2	76.7241	82.0123	81.3501	14.31474276
3	76.7983	85.5413	84.7054	10.57151168

Tabla 4.35 Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kgss]
1	154.3945	154.45574	61.24	10.8741	0.8847	6365.3831
2	91.7841	91.85392	69.82	10.2184	0.8568	7974.2682
3	78.7795	78.85384	74.34	10.2431	0.8942	8115.4994

Tabla 4.36 Cálculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado

Parte Superior [%]	Parte Media [%]	Parte Inferior [%]
57.403	44.036	46.441

4.3.1.3 Surfactante utilizado: Lauril Sulfato de Sodio (LSS)

El Lauril sulfato de sodio se conoce también como dodecilsulfato sódico; es un tensoactivo aniónico. La molécula tiene doce carbonos, se enlaza el grupo sulfato a uno de ellos. Presenta propiedades anfífilas requeridas para todo surfactante.

Tiene las siguientes propiedades fisicoquímicas:

Estructura molecular:

Densidad: (1.0352-1.0941) g/mL

Apariencia: Líquido viscoso blanco

Solubilidad: Media en el agua

Viscosidad: 33.250 cps

No corrosivo

Lauril Sulfato de Sodio al 0.5 [g/L]

Temperatura ambiente 23 °C

Tabla 4.37 % Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol+mta seca[g]	% Humedad
1	76.2357	82.3654	81.6521	13.169
2	76.5841	81.3652	80.86321	11.731
3	75.2014	81.0034	80.4523	10.495

Tabla 4.38 Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kg ss]
1	89.1478	89.2816	133.84	10.0032	0.86830	15408.96
2	82.3214	82.4553	133.90	10.7846	0.88268	14065.95
3	77.0002	77.1354	135.20	10.2546	0.89504	14730.32

Comportamiento del funcionamiento de la columna del volumen obtenido en función del tiempo.

P= 2.1 kg/cm²

500 g de muestra contaminada

10 Litros de solución

Tabla 4.39 Volumen obtenido en función del tiempo

Tiempo [min]	Volumen obtenido [mL]
0	360
10	1000
20	650
30	460
40	325
50	225
60	110
70	50

Figura 4.17 Comportamiento del flujo de la solución de Lauril Sulfato de Sodio 0.5 [g/L]

Tabla 4.40 % Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol +mta seca [g]	% Humedad
1	76.2354	91.3521	89.2563	16.095
2	76.2541	83.2146	82.3625	13.949
3	76.3647	87.2145	85.9632	13.036

Tabla 4.41 Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kgss]
1	96.8135	96.874900	61.400	10.1604	0.83904	7202.33
2	78.7909	78.853045	62.145	10.3847	0.86050	6954.39
3	154.3443	154.40684	62.540	10.4764	0.86963	6864.49

Tabla 4.42 Cálculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado

Parte Superior [%]	Parte Media [%]	Parte Inferior [%]
53.258	50.558	53.398

Lauril Sulfato de Sodio al 1.0 [g/L]

Temperatura ambiente 23 °C

Tabla 4.43 % Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol+mta seca[g]	% Humedad
1	76.3012	82.3014	81.6521	12.134
2	76.5041	81.3518	80.86321	11.208
3	75.0149	81.0004	80.4523	10.080

Tabla 4.44 Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kg ss]
1	89.2301	89.364065	133.965	10.0014	0.86830	15426.13
2	82.1472	82.2811458	133.9458	10.2547	0.88268	14797.85
3	77.1025	77.23655	134.05	10.4512	0.89504	14330.29

Comportamiento del funcionamiento de la columna del volumen obtenido en función del tiempo.

P= 2.1 kg/cm²

500 g de muestra contaminada

10 Litros de solución

Tabla 4.45 Volumen obtenido en función del tiempo

Tiempo [min]	Volumen obtenido [mL]
0	340
10	650
20	650
30	425
40	380
50	245
60	165
70	80

Figura 4.18 Comportamiento del flujo de la solución de Lauril Sulfato de Sodio 1.0 [g/L]

Tabla 4.46 % Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol+mta seca [g]	% Humedad
1	76.3514	91.2485	89.7854	10.891
2	76.2865	83.4687	82.7581	10.980
3	76.3048	87.3954	86.2842	11.134

Tabla 4.47 Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kgss]
1	96.8012	96.86778	66.58	10.2478	0.84800	7661.50
2	78.8014	78.86899	67.59	10.3652	0.82177	7935.13
3	97.8014	97.87020	68.80	10.4120	0.85025	7771.47

Tabla 4.48 Cálculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado

Parte Superior [%]	Parte Media [%]	Parte Inferior [%]
52.172	50.205	47.871

Lauril Sulfato de Sodio al 2.0 [g/L]

Temperatura ambiente 23 °C

Tabla 4.49 % Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol+mta seca[g]	% Humedad
1	76.3154	82.4571	81.8214	11.545
2	76.2357	81.5641	80.9547	12.913
3	75.8412	81.9654	81.2453	13.325

Tabla 4.50 Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kg ss]
1	89.2458	89.37981	134.01	10.0014	0.8845	15148.05
2	82.1078	82.24301	136.520	10.2547	0.8708	15287.10
3	77.09587	77.23482	152.365	10.4512	0.8667	16819.98

Comportamiento del funcionamiento de la columna del volumen obtenido en función del tiempo.

P= 2.1 kg/cm²

500 g de muestra contaminada

10 Litros de solución

Tabla 4.51 Volumen obtenido en función del tiempo

Tiempo [min]	Volumen obtenido [mL]
0	550
10	465
20	400
30	425
40	401
50	408
60	321
70	112

Figura 4.19 Comportamiento del flujo de la solución de Lauril Sulfato de Sodio 2.0 [g/L]

Tabla 4.52 % Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+mta [g]	Wcrisol +mta seca [g]	% Humedad
1	76.2547	91.1845	89.3012	14.435
2	76.2814	83.4815	82.4012	17.652
3	76.2748	87.4235	85.9006	15.821

Tabla 4.53 Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kgss]
1	96.8145	96.887041	72.541	10.9845	0.8556	7718.06724
2	78.8304	78.904921	74.521	10.0214	0.8234	9030.18379
3	97.8145	97.891048	76.548	10.3251	0.8417	8807.16101

Tabla 4.54 Cálculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado

Parte Superior [%]	Parte Media [%]	Parte Inferior [%]
45.386	42.888	48.075

Lauril Sulfato de Sodio al 4.0 [g/L]

Temperatura ambiente 23 °C

Tabla 4.55 % Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol+mta seca[g]	% Humedad
1	75.5562	79.2736	78.8745	12.027
2	76.8685	79.6621	79.3653	11.887
3	75.7979	79.9720	79.5280	11.903

Tabla 4.56 Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kg ss]
1	133.0376	133.171057	133.457	10.0306	0.8797	15123.98
2	94.6893	94.822847	133.547	10.0907	0.8811	15020.13
3	96.8121	96.946673	134.573	10.0807	0.8809	15153.29

Comportamiento del funcionamiento de la columna del volumen obtenido en función del tiempo.

P= 2.1 kg/cm²

500 g de muestra contaminada

10 Litros de solución

Tabla 4.57 Volumen obtenido en función del tiempo

Tiempo [min]	Volumen obtenido [mL]
0	625
10	240
20	205
30	120
40	625
50	330
60	300
70	285

Figura 4.20 Comportamiento del flujo de la solución de Lauril Sulfato de Sodio 4.0 [g/L]

Tabla 4.58 % Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol +mta seca [g]	% Humedad
1	75.7842	84.4263	83.2514	15.734
2	76.8466	82.8102	81.9685	16.433
3	76.8656	85.1856	84.0012	16.598

Tabla 4.59 Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kgss]
1	154.3403	154.436814	96.514	10.5631	0.8426	10842.94
2	91.8057	91.903554	97.854	10.1730	0.8356	11510.56
3	78.7869	78.889465	102.565	10.1035	0.8340	12171.75

Tabla 4.60 Cálculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado

Parte Superior [%]	Parte Media [%]	Parte Inferior [%]
28.306	23.365	19.675

4.3.1.4 Surfactante utilizado: Glucopon AV-100

El glucopon AV- 100 es una mezcla de surfactantes iónicos conocidos como alquenglicosidos que proporcionan una excelente detergencia, humectación, dispersión, tensión interfacial y baja toxicidad.

Tiene las siguientes propiedades fisicoquímicas:

Estructura molecular:

Sulfonato dodec-1-en de sodio

Sulfonato 2-hidroxidodecano de sodio

Estado físico: Líquido amarillento

pH: 12

Punto de fusión : 5 °C

Solubilidad: Altamente soluble

Densidad: 1.0432 g/mL

Viscosidad: 25.0 cps

Glucopon AV-100 al 0.5 [g/L]

Temperatura ambiente 23 °C

Tabla 4.61 % Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol+mta seca[g]	% Humedad
1	75.01245	79.3851	78.9423	11.267
2	76.60521	79.3945	79.1124	11.251
3	75.30470	79.8090	79.3412	11.589

Tabla 4.62 Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kg ss]
1	133.12365	133.25615	132.5	10.0231	0.88732	14898.12
2	94.5478	94.68027	132.47	10.5273	0.88748	14178.82
3	96.8289	96.96530	136.40	10.0541	0.88410	15344.97

Comportamiento del funcionamiento de la columna del volumen obtenido en función del tiempo.

$P = 2.1 \text{ kg/cm}^2$

500 g de muestra contaminada

10 Litros de solución

Tabla 4.63 Volumen obtenido en función del tiempo

Tiempo [min]	Volumen obtenido [mL]
0	486
10	208
20	210
30	223
40	117
50	62
60	61
70	41

Figura 4.21 Comportamiento del flujo de la solución de Glucopon AV-100 0.5 [g/L]

Tabla 4.64 % Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol +mta seca [g]	% Humedad
1	75.5094	84.0147	83.1556	11.235
2	76.7000	82.0123	81.3501	14.240
3	76.7983	85.5413	84.7054	10.571

Tabla 4.65 Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kgss]
1	154.3945	154.45574	61.24	10.8741	0.8876	6344.58
2	91.7841	91.85392	69.82	10.2184	0.8575	7967.36
3	78.7795	78.85384	74.34	10.2431	0.89428	8115.49

Tabla 4.66 Cálculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado

Parte Superior [%]	Parte Media [%]	Parte Inferior [%]
57.413	43.807	47.112

Glucopon AV-100 al 1.0 [g/L]

Temperatura ambiente 23 °C

Tabla 4.67 % Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol+mta seca[g]	% Humedad
1	75.4701	79.1042	78.7254	11.636
2	76.7952	79.1042	79.2989	10.324
3	76.7952	79.1042	79.2851	11.686

Tabla 4.68 Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kg ss]
1	133.12365	133.257102	133.452	10.2351	0.88363	14755.69
2	94.5478	94.6813863	133.586	10.0012	0.89675	14894.88
3	96.8289	96.962378	133.478	10.2054	0.88313	14809.87

Comportamiento del funcionamiento de la columna del volumen obtenido en función del tiempo.

P= 2.1 kg/cm²

500 g de muestra contaminada

10 Litros de solución

Tabla 4.69 Volumen obtenido en función del tiempo

Tiempo [min]	Volumen obtenido [mL]
0	498
10	314
20	202
30	145
40	105
50	70
60	60
70	40

Figura 4.22 Comportamiento del flujo de la solución de Glucopon AV-100 1.0 [g/L]

Tabla 4.70 % Humedad del Suelo contaminado con diésel tratado con surfactante

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol +mta seca [g]	% Humedad
1	75.7412	84.0052	83.1556	11.458
2	76.6945	82.0574	81.5001	11.597
3	76.8234	85.4952	84.5978	11.543

Tabla 4.71 Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kgss]
1	154.3945	154.437036	42.536	10.6574	0.8854	4507.75
2	91.7841	91.833754	49.654	10.3652	0.8840	5418.88
3	78.7795	78.831603	52.103	10.8541	0.8845	5426.71

Tabla 4.72 Cálculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado

Parte Superior [%]	Parte Media [%]	Parte Inferior [%]
69.450	63.619	63.357

Glucopon AV-100 al 2.0 [g/L]

Temperatura ambiente 23 °C

Tabla 4.73 % Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+mta [g]	Wcrisol+mta seca[g]	% Humedad
1	75.6845	79.3214	78.9345	11.904
2	76.5042	79.3451	79.06987	10.727
3	75.7014	79.5912	79.2001	11.178

Tabla 4.74 Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kg ss]
1	133.12365	133.256864	133.214	10.2541	0.88095	14746.84
2	94.5478	94.681314	133.514	10.0254	0.89272	14917.87
3	96.8289	96.962424	133.524	10.2418	0.88821	14677.92

Comportamiento del funcionamiento de la columna del volumen obtenido en función del tiempo.

P= 2.1 kg/cm²

500 g de muestra contaminada

10 Litros de solución

Tabla 4.75 Volumen obtenido en función del tiempo

Tiempo [min]	Volumen obtenido [mL]
0	418
10	300
20	184
30	109
40	109
50	62
60	45
70	38

Figura 4.23 Comportamiento del flujo de la solución de Glucopon AV-100 2.0 [g/L]

Tabla 4.76 % Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol +mta seca [g]	% Humedad
1	75.6012	84.1425	83.1556	13.063
2	76.7846	82.9243	82.2000	13.374
3	76.6945	85.7584	84.6001	14.651

Tabla 4.77 Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kgss]
1	154.3945	154.420952	26.452	10.6574	0.8693	2855.00
2	91.7841	91.8106945	26.5945	10.3652	0.8662	2961.89
3	78.7795	78.8079512	28.4512	10.3652	0.8534	3071.22

Tabla 4.78 Cálculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado

Parte Superior [%]	Parte Media [%]	Parte Inferior [%]
80.639	80.145	79.075

Glucopon AV-100 al 4.0 [g/L]

Temperatura ambiente 23 °C

Tabla 4.79 % Humedad del suelo contaminado con diésel sin tratamiento

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol+mta seca[g]	% Humedad
1	75.5486	79.6421	79.2145	11.664
2	76.4215	79.0214	78.7500	11.657
3	75.2843	79.6018	79.1578	11.462

Tabla 4.80 Determinación de los HTPs del suelo antes del tratamiento de lavado

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kg ss]
1	133.1145	133.247534	132.954	10.3463	0.8833	14547.21
2	94.6001	94.733571	133.471	10.0014	0.8834	15106.19
3	96.7325	96.866016	133.516	10.2365	0.8853	14731.75

Comportamiento del funcionamiento de la columna del volumen obtenido en función del tiempo.

P= 2.1 kg/cm²

500 g de muestra contaminada

10 Litros de solución

Tabla 4.81 Volumen obtenido en función del tiempo

Tiempo [min]	Volumen obtenido [mL]
0	401
10	219
20	165
30	103
40	95
50	62
60	35
70	24

Figura 4.24 Comportamiento del flujo de la solución de Glucocon AV-100 4.0 [g/L]

Tabla 4.82 % Humedad del suelo contaminado con diésel tratado con surfactante

No. Muestra	Wcrisol [g]	Wcrisol+ mta [g]	Wcrisol +mta seca [g]	% Humedad
1	75.6012	84.1425	83.1556	13.063
2	76.7846	82.9243	82.2000	13.374
3	76.6945	85.7584	84.6001	14.651

Tabla 4.83 Determinación de los HTPs del suelo después del tratamiento con surfactante

No. Matraz	Wmatraz [g]	Wmatraz+ diésel [g]	Wdiésel [mg]	W muestra [g]	FH	HTPs [mg/Kgss]
1	154.3945	154.420952	26.452	10.6574	0.8693	2855.00
2	91.7841	91.8106945	26.5945	10.3652	0.8662	2961.89
3	78.7795	78.8079512	28.4512	10.3652	0.8534	3071.22

Tabla 4.84 Cálculo de la eficiencia en la remoción del diésel del suelo contaminado

Parte Superior [%]	Parte Media [%]	Parte Inferior [%]
80.639	80.145	79.075

4.4 EXPERIMENTACIÓN COMPARATIVA EN LA REMOCIÓN DE DIÉSEL EMPLEANDO GLUCOPON AV-100

Para llevar a cabo esta experimentación se selecciono el surfactante Glucopon AV-100, en solución acuosa; ya que presenta mayor eficiencia de remoción del diésel. La concentración de la solución del surfactante es (0.5 a 4 g/L). El proposito de llevar a cabo está experimentación es para comprobar y verificar la eficiencia obtenida por este surfactante.

Se utilizó un equipo que consistente en una bomba de ½ HP, un tubo circular de acero inoxidable de un metro de longitud 316 L y 5 cm de diámetro interno, dos transductores de presión, una válvula de relevo y un regulador de presión, además se colocó un rotámetro para controlar el flujo deseado en la experimentación y un tanque recolector de 40 litros.

En las Figuras 4.25 y 4.26, se muestran un esquema y la fotografía del equipo que se usó para los experimentos, describiendo a continuación cada uno de los equipos y accesorios importantes:

Figura 4.25 Esquema del equipo usado en la experimentación

- a) Tanque contenedor de surfactante a emplear.
- b) Válvulas de compuerta de acero inoxidable.
- c) Bomba de embolo con embolos gemelos de una capacidad de 5.7 L/min y $\frac{1}{2}$ HP. Que impulsará el surfactante a través del tubo empacado con el suelo contaminado de diésel.
- d) Transductores. Para medir el gradiente de presión por medio del Software denominado “Cinda Electrónica Automatización Total. Señales de Laboratorio”.
- e) Válvula reguladora de presión. Para regular las diferentes presiones al que es sometido el sistema.
- f) Rotámetro. para la medición de los diferentes caudales a que se someterá el tubo empacado con el suelo contaminado.
- g) Tubo empacado con suelo contaminado de diésel.

Figura 4.26 Fotografía del equipo usado en la experimentación

4.4.1 Descripción del comportamiento de fases

Los surfactantes pueden movilizar y solubilizar compuestos orgánicos, como se mencionó anteriormente, dependiendo del grado de la reducción de la tensión interfacial involucrada. Lo anterior está relacionado con el comportamiento de fase de la solución. Cuando un surfactante es usado para movilizar o solubilizar compuestos orgánicos, la interacción entre los grupos hidrófilos del surfactante y las moléculas del agua es reducida, cuyo resultado es aumentar la interacción entre los grupos hidrófobos del surfactante y la fase orgánica. Así la tendencia hidrófila de las moléculas del surfactante puede ser cambiada, mediante el medio acuoso.

Winsor desarrolló un sistema formal para describir las complejas interacciones entre la fase orgánica, el agua y el surfactante. Tres tipos de comportamiento de fase se forman cuando el compuesto orgánico y la solución de surfactante son mezclados y que se pueden describir como sigue:

Winsor Tipo I. La solubilización del compuesto orgánico en una solución simple en fase acuosa con surfactante es la definición del comportamiento.

Una microemulsión de compuesto orgánico en agua se produce, es decir las micelas tienen en su interior al compuesto orgánico con su extremo hidrófilo en dirección al exterior de la micela.

Winsor Tipo II. Es la migración de las moléculas de surfactante a la fase del compuesto orgánico, lo cual significa que la solubilización del hidrocarburo nunca ocurre. Una microemulsión de agua en un compuesto orgánico se presenta en este caso, o lo que comúnmente se conoce como micro emulsión invertida, la cual consiste en la captura de las moléculas de agua en el interior de la micela con su extremo hidrófobo dirigido hacia el exterior de la misma.

Winsor Tipo III. Este comportamiento es observado cuando coexisten tres fases separadas, incluyendo la fase acuosa, la microemulsión y la fase de los compuestos orgánicos. La fase media tiene una densidad entre la del agua y la de los compuestos orgánicos y consiste de una microemulsión con surfactante. La formación de la fase separada está asociada con la tensión interfacial ultra-baja y una alta solubilización.

4.4.2 Determinación de la Concentración Micelar Crítica (CMC) del surfactante a emplear

Se utilizó un Tensiómetro manual Marca CSC Tipo du Noüy, para medir la tensión superficial del surfactante Glucopon AV-100, previa calibración del mismo, a diferentes concentraciones con el método de desprendimiento del anillo, que consiste en medir la fuerza necesaria para desprender un anillo horizontal de alambre de la superficie del líquido y de esa manera encontrar su concentración micelar crítica. Ver Anejo Q.

Tabla 4.85 Determinación de la concentración micelar crítica del Glucopon AV-100

C [g/L]	W [g]	r [g/L]	T [°C]	t ₁ [dina/cm]	t ₂ [dina/cm]	t ₃ [dina/cm]	t _{prom} [dina/cm]	F	t _{corr} [dina/cm]
0.000	93.869	0.9955	21.8	73.7	73.5		73.6	0.934	68.8
0.000	93.635	0.9908	21.8	71.8	71.5	71.8	71.7	0.933	66.9
0.002	93.880	0.9957	21.6	66.0	66.8	66.4	66.4	0.927	61.6
0.004	93.877	0.9956	21.8	63.6	64.0	63.8	63.8	0.924	59.0
0.005	93.878	0.9956	21.8	62.6	63.0	62.8	62.8	0.923	58.0
0.009	93.886	0.9958	21.6	61.6	61.2	61.6	61.5	0.920	54.9
0.020	93.847	0.9950	22.2	59.8	59.2	59.8	59.6	0.919	53.6
0.040	93.669	0.9915	19.0	58.7	58.1	58.2	58.3	0.917	51.6
0.060	93.899	0.9961	19.0	56.5	56.8	55.4	56.2	0.915	50.0
0.100	93.895	0.9960	19.2	55.0	53.9	55.0	54.6	0.911	46.8
0.240	93.896	0.9960	19.0	51.2	51.6	51.3	51.4	0.908	43.6
0.501	93.896	0.9960	19.4	47.9	48.1	48.0	48.0	0.904	40.2
1.002	93.922	0.9965	19.4	44.2	44.6	44.7	44.5	0.900	36.9
2.004	93.904	0.9962	19.4	51.2	40.9	40.9	41.0	0.897	34.9
3.048	93.903	0.9961	19.6	39.0	38.8	38.7	38.8	0.895	33.3
4.064	93.895	0.9960	19.8	37.3	37.2	37.0	37.2	0.894	32.1
5.080	93.919	0.9965	19.6	35.7	36.0	36.0	35.9	0.894	32.2
6.025	93.939	0.9969	18.2	35.9	36.0	36.0	36.0	0.893	31.3
7.002	93.944	0.9970	18.0	35.2	35.0	35.0	35.1	0.892	30.8
8.033	93.955	0.9972	18.2	34.6	34.6	34.4	34.5	0.892	30.7
9.098	93.950	0.9971	18.2	34.1	34.8	34.2	34.4	0.892	29.9
10.01	93.958	0.9972	18.2	33.4	33.7	33.6	33.6	0.891	29.0

Figura 4.27 Determinación de la tensión superficial del Glucopon AV-100

4.4.3 Determinación de la concentración apropiada del surfactante Glucopon AV-100 través del Método de Winsor

Esta determinación se efectuó y se obtuvo el diagrama de la concentración, para lo anterior se prepararon soluciones del surfactante Glucopon AV-100 con agua destilada (2 mL), a varias concentraciones de 0.5 gr/L a 4.0 gr/L, en 15 viales de cuatro mililitros (4 mL) de vidrio para cada una de las concentraciones, complementando el volumen con dos mililitros (2 mL) del contaminante (diésel), agitando vigorosamente el vial y controlando su temperatura, en este caso se cuenta con un cuarto con calefacción y un termómetro-higrómetro marca Radio Shack, con el cual se mantuvo una temperatura de 25 °C y una humedad del 30 % para evitar variaciones de temperatura y humedad que pudieran falsear los resultados.

Los viales se dejaron 288 horas, tiempo suficiente para observar una clara separación de fases, obteniéndose al lapso de ese tiempo los datos necesarios para construir adecuadamente el diagrama de concentración del surfactante Glucopon AV-100 y seleccionar la concentración para la experimentación.

Es importante indicar que para determinar el volumen de estas fases (se mide la altura de cada una de ellas obteniéndose la fracción volumen (relación), dado que el diámetro de los viales es constante en toda su altura, es vital para la elaboración del diagrama. Para tal fin se utilizó una cámara digital para tomar fotos de los viales.

Tabla 4.86 Concentraciones utilizadas en los viales para determinar las fases de Winsor

Número de Vial	Concentración del surfactante [g/L]	Concentración del diésel en el suelo [mg/Kg ss]
1	0.5	134.2045
2	1.0	134.2045
3	2.0	134.2045
4	4.0	134.2045

A continuación se presentan las imágenes de los viales preparados con el comportamiento de Winsor tipo I, Winsor tipo II y con Winsor tipo III, para las concentraciones de 0.5 gr/L, 1.0 gr/L, 2.0 gr/L y 4.0 gr/L.

Figura 4.28 Vial No.1
(0.5 gr/L) Winsor Tipo III

Figura 4.29 Vial No. 2
(1.0 gr/L) Winsor Tipo III

Figura 4.30 Vial No. 3
(2.0 gr/L) Winsor Tipo III

Figura 4.31 Vial No. 4
(4.0 gr/L) Winsor Tipo II

Se observa no hay Winsor Tipo I lo que quiere decir que no hay fase orgánica (diésel) en la parte superior del vial, toda se movilizó al surfactante.

Con el tiempo suficiente (48 horas), los sistemas de los viales hacen una clara separación de fases. El tamaño de estas fases es importante para la

construcción de la gráfica de la concentración del surfactante Glucopon AV-110 para la experimentación, por lo tanto tiene que ser medido, con la siguiente expresión matemática:

- La Relación de volúmenes para la emulsión será:

RELACIÓN=Volumen de la fase emulsión /Volumen de la fase agua

RELACIÓN= πr^2 (altura de la fase emulsión) / πr^2 (altura de la fase agua)

- La Relación de volúmenes para el Contaminante será:

RELACIÓN=Volumen de la fase contaminante /Volumen de la fase agua

RELACIÓN= πr^2 (altura de la fase contaminante) / πr^2 (altura de la fase agua)

Con los datos anteriores se construye la tabla 4.87.

Tabla 4.87 Concentración del surfactante Glucopon AV-100 a utilizarse en la experimentación

Concentración [g/L]	Volumen Fase Emulsión/Volumen agua	Volumen Fase solución/Volumen agua
0.5	0.7143	0.5384
1.0	0.7143	0.5714
2.0	0.6031	0.6031
4.0	1.4200	0.0000

Y de los valores anteriores se construye la figura 4.32

Figura 4.32 Concentración del surfactante Glucopon AV-100

En la figura 4.32, se observa que las dos curvas se intersectan, obteniéndose un valor de concentración de 2.0 gr/L, por lo que esta concentración es la misma que obtenida en la experimentación en las columnas de PVC, y se comprueba que efectivamente es la concentración óptima.

4.4.4 Desarrollo Teórico del Número Total de Atrapamiento. NT (Total Trapping Number)

Para un medio poroso humidificado con solución acuosa, las condiciones que gobiernan la movilización de un NAPL atrapado en un suelo, puede ser evaluado por las fuerzas que actúan sobre un “glóbulo” de NAPL, la Figura 4.33 representa un sencillo poro en el cual un glóbulo de NAPL es atrapado. El poro es orientado en la dirección l , el cual hace un ángulo arbitrario α , con el eje horizontal. Dentro de este poro, las fuerzas de presión y gravedad actúan para movilizar el glóbulo pero son balanceadas por las fuerzas capilares que actúan para retener el glóbulo de NAPL.

Figura 4.33 Diagrama esquemático del modelo de poro atrapado y su correspondiente sistema de Coordenadas

Un balance de fuerzas en la dirección del poro permite una valoración cuantitativa de las condiciones bajo las cuales la movilización del glóbulo puede ocurrir dentro del poro así como las condiciones bajo las cuales la movilización de las fuerzas de balance y de retención está determinando por las condiciones críticas para la movilización. La sumatoria de las fuerzas de presión y gravitación actúan sobre el glóbulo a lo largo de la dirección l :

$$P_R (\pi r_b^2) - P_A (\pi r_b^2) - \rho_0 g (\pi r_b^2) \Delta l \sin \alpha \quad \text{Ecuación 1}$$

Aquí, πr_b^2 : es el Área normal del glóbulo al vector $l^\wedge$.

Bajo las condiciones críticas para la movilización las fuerzas de presión y gravedad serán balanceadas por la capilaridad máxima neta y la fuerza de presión del glóbulo por lo tanto puede apoyarse dentro del poro. Esta fuerza de presión de capilaridad puede ser aproximada usando la ecuación de Young-Laplace:

$$2\sigma_{ow} \left(\frac{\cos \theta_A}{r_n} - \frac{\cos \theta_R}{r_p} \right) \pi r_b^2 \quad \text{Ecuación 2}$$

La expresión asume que el glóbulo tiene una presión interna uniforme. Asumiendo que los ángulos de contacto del adelanto y retroceso finales del glóbulo del NAPL son similares, la ecuación 2 puede ser rescrita como:

$$\frac{2\beta\sigma_{ow}\cos\theta}{r_n}(\pi r_b^2)$$

Ecuación 3

La condición crítica para la movilización puede ser encontrada por la expresión de igualar la ecuación 1 y 3 y dividiéndolas por πr_b^2 tenemos:

$$P_R - P_A - \rho_0 g \Delta l \sin \alpha = \frac{2\beta\sigma_{ow}\cos\theta}{r_n}$$

Ecuación 4

En notación vectorial la ecuación 4 puede ser expresada como:

$$-\nabla P \cdot \hat{l} \Delta l - \rho_0 g \hat{k} \cdot \hat{l} \Delta l = \frac{2\beta\sigma_{ow}\cos\theta}{r_n}$$

Ecuación 5

Aquí $\hat{l}$ y $\hat{k}$ son los vectores unitarios en la dirección l y z respectivamente.

El término izquierdo de la ecuación 5 puede ser reformulado directamente en términos de la viscosidad y las fuerzas de flotación. Una representación alternativa para el gradiente de presión puede ser obtenida de la Ley de Darcy:

$$q_w = -\frac{KK_{rw}}{\mu_w}(\nabla P + \rho_w g \hat{k})$$

Ecuación 6

En la ecuación 6 ha sido asumido por simplicidad que el medio es isotrópico Usando la ecuación 6 para expresar ∇P y sustituyendo dentro del campo de la ecuación 5 tenemos:

$$\frac{\mu_w \Delta l}{KK_{rw}} q_w \cdot \hat{l} + \Delta \rho g \hat{k} \cdot \hat{l} \Delta l = \frac{2\beta\sigma_{ow}\cos\theta}{r_n}$$

Ecuación 7

$$\text{Aquí } \Delta \rho = \rho_w - \rho_0$$

Ecuación 8

La ecuación 7 puede ser rearmada como:

$$\frac{q_w \mu_w}{\sigma_{ow} \cos \theta} + \frac{\Delta \rho g KK_{rw}}{\sigma_{ow} \cos \theta} \sin \alpha = \frac{2\beta KK_{rw}}{\Delta l r_n}$$

ó

Ecuación 9

$$N_{Ca} + N_B \sin \alpha = \frac{2\beta KK_{rw}}{\Delta l r_n}$$

Ecuación 10

$$N_{Ca} = \frac{q_{wl}\mu_w}{\sigma_{ow} \cos \theta} \quad \text{Ecuación 11}$$

$$N_B = \frac{\Delta \rho g K K_{rw}}{\sigma_{ow} \cos \theta} \quad \text{Ecuación 12}$$

En la ecuación 11 el número capilar N_{Ca} es adimensional, definido en términos del componente del flujo acuoso en la dirección del poro, relacionando las fuerzas de viscosidad y capilaridad. En la ecuación 12 el número de Bond N_B es también adimensional y representa la relación de las fuerzas de flotación y capilaridad. La expresión del lado derecho es una función del espacio topográfico del poro y del tamaño del glóbulo. La fuerza neta actuando para desplazar un glóbulo arbitrario de NAPL será la suma de las fuerzas de gravedad y presión. Esta fuerza neta por unidad de área puede ser representada en términos de sus componentes horizontal y vertical:

$$\frac{F}{A} = -\frac{\partial P}{\partial x} d_b \hat{l} + \left(-\frac{\partial P}{\partial z} d_b - \rho_0 g d_b\right) \hat{k} \quad \text{Ecuación 13}$$

Donde el diámetro del glóbulo d_b , es usado como la dimensión característica de amplitud y $\hat{l}$ representa un vector unitario en la dirección horizontal (x). En términos de los componentes de la velocidad de Darcy y asumiendo un medio isotrópico la ecuación de 13 puede ser rescrita como:

$$\frac{F}{A} = \frac{\mu_w}{K K_{rw}} q_{wl} d_b \hat{l} + \left(\frac{\mu_w}{K K_{rw}} q_{wl} d_b + \Delta \rho g d_b\right) \hat{k} \quad \text{Ecuación 14}$$

Bajo la condición crítica de movilización, la magnitud de esta fuerza será igual al promedio de la fuerza capilar actuando para retener el líquido orgánico:

$$\left\| \frac{F}{A} \right\| = d_b \sqrt{\left(\frac{\mu_w}{K K_{rw}}\right)^2 [(q_w)^2 + (q_w)^2] + (\Delta \rho g)^2} + \frac{2\mu_w}{K K_{rw}} q_{wl} \Delta \rho g = \frac{2\sigma_{ow} \cos \theta \beta}{r_n} \quad \text{Ecuación 15}$$

Donde β y r_n son ahora representantes de las características del poro promedio del medio. La ecuación 15 puede ser rescrita en términos del Número de Capilaridad (N_{Ca}) y de Bond (N_B) para encontrar una expresión para un Número Total de Atropamiento (NT). para encontrar una expresión para un Número Total de Atropamiento (NT). Total Trapping Number:

$$N_T = \sqrt{N_{Ca}^2 + 2N_{Ca}N_B \sin \alpha + N_B^2} = \frac{2K K_{rw} \beta}{r_n d_b} \quad \text{Ecuación 16}$$

Aquí α es el ángulo que hace el flujo con la abscisa x (en el sentido de las manecillas del reloj). Para el caso de flujo horizontal $\alpha = 0^\circ = 1$, la ecuación 16 quedaría:

$$N_T = \sqrt{N_{Ca}^2 + N_B^2}$$

Ecuación 17

De aquí que este desarrollo sugiere que una suma general de números de bond y capilar pueden ser usados para valorar el potencial de la movilización de un fluido en un poro dando por consecuencia una expresión para un Número Total de Atrapamiento (NT).

Cálculo de las K_H , K , K_{eff} y K_{rw}

De acuerdo al ASTM D, indica que para encontrar la conductividad hidráulica se aplica la siguiente fórmula:

$$K_H = \frac{QL}{A\Delta P}$$

Ecuación 18

Dónde: K_H (L/t), cm/seg
 Q (L³/t), GPM o cm³/seg
 L Longitud del Tubo Empacado (L), cm
 A Área del tubo empacado (L²), cm² = 1570.8

Posteriormente con la K_H , calculamos la K , de la siguiente manera:

$$K = \frac{K_H \mu_w}{\rho_w g}$$

Ecuación 19

Dónde: K (L²), cm²
 μ_w (M/Lt), gr/cm seg = 0.796
 ρ_w (M/L³), gr/cm³ = 2.54
 g (L/t²), cm/seg² = 981

Utilizando la Ecuación de Darcy tenemos que:

De la ecuación (6):

$$q_w = -\frac{KK_{rw}}{\mu_w}(\nabla P + \rho_w g)$$

Ecuación 20

Donde: q_w (L/t), cm/seg
 K_{rw} adimensional
 ∇P (m/L²t²), gr/ cm² seg²

Sabemos que: $K_{eff} = KK_{rw}$ Ecuación 21 y $K_{rw} = K_{eff}/K$ Ecuación 22
 Por lo tanto: la ecuación 20 queda:

$$q_w = \frac{K_{eff}}{\mu_w} (\nabla P + \rho_w g)$$

Ecuación 23

Y la ecuación 22 queda:

$$K_{eff} = \frac{q_w \mu_w}{(\nabla P + \rho_w g)}$$

Ecuación 24

También:

$$q_w = \frac{Q}{A}$$

Ecuación 25

Esta A es el área mencionada en la ecuación 18 y se calcula de la siguiente manera: $A = \pi R^2$ Ecuación (26).

Y a través de las ecuaciones 11, 12 y 17 encontramos los Números de Capilaridad, de Bond y el Número Total de Atrapamiento.

El Método se describe a continuación:

Los experimentos se llevaron a cabo siguiendo los procedimientos descritos por el Dr. Kurt, D. Pennell et al. Los resultados obtenidos solo tienen aplicación al fundamento teórico de las ecuaciones antes mencionadas y demostrar la utilidad que se tiene al relacionar esta experimentación con otras que otros autores han realizado.

Se inicia encontrando la K, para esto, el suelo contaminado se satura con agua destilada desionizada, que se encuentra en el tanque contenedor del surfactante, a través de la bomba, lo anterior con el fin de simular la zona saturada del suelo, una vez saturado el suelo contaminado, se hacen 5 corridas para diferentes flujos (Q) (flujos manejados 1.2, 1.1, 1.0, 0.9 y 0.85 GPM), que son medidos en el rotámetro, registrándose el gradiente de presión a través de los transductores de presión, colocados a la entrada y a la salida del tubo empacado, sus señales se registran directamente en el ordenador.

Una vez que se obtuvieron los gradientes de presión se procedió al cálculo de la K_H a través de la ecuación 18 y la K ecuación 19.

Una vez que se obtuvieron los gradientes de presión con saturación residual del suelo contaminado, se procedió al cálculo K_H , K, K_{rw} y K_{eff} , empleando el tubo empacado con el suelo contaminado; empleando las ecuación 18, ecuación 19, ecuación 22 y ecuación 24 respectivamente. Los resultados obtenidos se muestran en las tablas 4.88 y 4.89.

Valores de K_H y K

Tabla 4.88 Valores obtenidos de K_H y K

Q [cm ³ /seg]	ΔP [PSI]	K_H [cm/seg]	K[cm ²]
75.700	2.16	2.1163×10^{-4}	0.2085
69.390	1.83	2.2897×10^{-4}	0.2256
63.080	1.50	2.5394×10^{-4}	0.2502
56.775	1.20	2.8570×10^{-4}	0.2815
53.620	1.12	2.8909×10^{-4}	0.2848

Tabla 4.89 Valores obtenidos de K_{eff} y K_w

qw [cm/seg]	ΔP [PSI]	K_{eff} [cm ²]	K_w
3.2131×10^4	2.16	0.1248	0.5985
2.9452×10^4	1.83	0.1261	0.5589
2.6774×10^4	1.50	0.1286	0.5140
2.4098×10^4	1.20	0.1281	0.4551
2.2759×10^4	1.12	0.1322	0.4641

Después de haber encontrado la K_H y la K del suelo contaminado, se procede a establecer una saturación residual de contaminante diésel con una concentración de 2 gr/L, coloreada mediante Sudan III a 10 ppm.

Una vez que se consigue inundar se bombea el agua destilada a través de la bomba, hasta eliminar el contaminante presente, observando que ya no salga la solución coloreada (contaminante con colorante Sudan III), eso quiere decir que se consiguió una concentración residual uniforme del contaminante dentro del medio poroso, cuantificándose este volumen representativo de la concentración residual del NAPL, con el que se realiza un balance posterior que indica la cantidad de contaminante residual atrapado por el medio poroso y el movilizado por el surfactante Glucopon AV-100.

Volumen bombeado = 514 cm³

Volumen recuperado = 508 cm³

Volumen residual (retenido en el en el tanque contenedor) = 514 - 508 = 6 cm³

Se tiene una eficiencia del 98.69 % de recuperación de la solución de surfactante.

Nuevamente se hace pasar agua destilada al tubo empacado con suelo, a diferentes flujos (1.2, 1.1, 1.0, 0.9 y 0.85 GPM), registrando el gradiente de presión por medio de los transductores de presión directamente en la computadora hasta que se mantenga constante. En tabla 4.90 Se muestran los resultados.

Tabla 4.90 Valores del flujo obtenido y el gradiente de presión

Número de corrida	Tiempo [minutos]	Flujo [GPM]	Valor Experimental promedio Gradiente de presión PSI (ΔP)
1	1,2,2.8,3.2,4.2,6	1.2	2.16
2	0.3,1.2,2.1,3.5,4,5.7	1.1	1.83
3	0.1,2.9,4.9,5.9,6.2,6.6	1.0	1.50
4	0.5,1.7,2.9,5.9	0.9	1.20
5	0.9,1.5,2.1,2.4,3.6,4,4.8,6	0.85	1.12

Valores de N_{Ca} , N_B , y N_T

Con los datos obtenidos experimentalmente, de la K y K_w , se utilizan las ecuaciones 11, 12 y 18; considerando el tubo empacado de suelo contaminado en una posición horizontal, propuesto por el Dr. Kurt Pennell et al, calcularon los números adimensionales correspondientes.

Tabla 4.91 Valores obtenidos de N_{Ca} , N_B , y N_T

Fluido desplazante	q_w [cm/seg]	K [cm ²]	K_w	N_{Ca}	N_B	N_T
agua	3.2131×10^4	0.2085	0.5985	13.0022	1.5562	13.0950
Surfactante	3.2131×10^4	0.2085	0.5985	180.5006	21.6051	181.7890
agua	2.9452×10^4	0.2256	0.5589	11.9181	1.5725	12.0193
Surfactante	2.9452×10^4	0.2256	0.5589	165.4509	21.8301	166.8848
agua	2.6774×10^4	0.2502	0.5140	10.8344	1.5912	10.9506
Surfactante	2.6774×10^4	0.2502	0.5140	150.4069	22.0898	152.0161
agua	2.4098×10^4	0.2815	0.4551	9.7515	1.5974	9.8815
Surfactante	2.4098×10^4	0.2815	0.4551	135.3741	22.1764	137.1785
agua	2.2759×10^4	0.2848	0.4641	9.2097	1.5563	9.3402
Surfactante	2.2759×10^4	0.2848	0.4641	127.8520	21.6050	129.6646

Capítulo 5

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

La restauración de un suelo contaminado por hidrocarburos, se inicia con la desorción del hidrocarburo de la fase sólida en la que se encuentra alojado, para que esta desorción se lleve a cabo con eficiencia, es necesario contar con información acerca del sitio contaminado y el tipo de contaminante involucrado. Posteriormente, la tecnología puede elegirse con base en sus costos y a la disponibilidad de materiales y equipo para realizar el tratamiento.

5.1 SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE LA REMOCIÓN DEL DIÉSEL

Cada sitio a tratar presenta un reto único. No obstante, cada sitio puede analizarse en términos de un conjunto limitado de características fundamentales y de una solución que sea efectiva en cuanto a los costos de dichas características.

Para la selección adecuada de una tecnología de remediación de suelos contaminados con diésel con buenas perspectivas de éxito, es indispensable considerar tanto las propiedades del diésel (contaminante) como las del suelo contaminado. En general, dentro de los factores a considerar se encuentran los siguientes: a) procesos químicos (reacciones de hidrólisis, oxidación, reducción, fotólisis); b) procesos físicos o de transporte (sorción, advección, dispersión, difusión, volatilización y solubilización); y c) procesos biológicos (biodegradación, biotransformación).

Se asume que cuando ocurre el derrame, el suelo se encuentra a capacidad de campo (cantidad máxima de agua que el suelo retiene después de haber drenado el agua en exceso), condición que prevalece hasta llegar al nivel del agua subterránea. El diésel derramado llena los poros de la superficie del suelo y comienza a penetrar en forma vertical. La tasa de infiltración es dependiente de la conductividad hidráulica de saturación. Se ha asumido también que, el movimiento vertical del diésel, deja tras de sí una cantidad residual constante de esta sustancia dentro de los poros del suelo.

El transporte vertical del diésel continuará hasta que el volumen derramado por unidad de área iguale la cantidad retenida en el suelo. La dispersión horizontal también se producirá en algún grado debido a la acción capilar. Si la carga volumétrica es mayor que el volumen, éste puede retenerse como líquido residual por encima del nivel del agua subterránea y el exceso de diésel se dispersará dentro de la franja capilar saturada del agua subterránea. La zona contaminada resultante consistirá en una columna vertical y una horizontal de suelo, que contendrá cantidades diversas de diésel residual.

Por simplicidad se asume que el diésel (producto del petróleo) en la zona insaturada existe solo en tres fases como se muestra en la figura 5.1 a) como vapor contaminante en el espacio poroso (fase vapor); b) como líquido residual atrapado entre las partículas del suelo (fase líquida); c) como líquido residual disuelto en agua de poro que se encuentra alrededor de las partículas del suelo

(fase disuelta). Para fugas recientes de diésel la mayor parte del diésel derramado probablemente esté en la fase de líquido residual más que en las fases de vapor o en la fase disuelta.

Figura 5.1 Partículas de suelo contaminado con diésel

Además si se conoce el volumen de diésel (hidrocarburo) involucrado en la fuga puede ayudar a conocer, si el diésel ha alcanzado la zona saturada y el nivel de contaminación en la zona insaturada. El tiempo transcurrido después de la fuga es muy importante, ya que la composición y las propiedades del diésel derramado cambia a través del tiempo; se evapora, se disuelve ligeramente en el agua subterránea y se biodegrada.

5.2 CARACTERIZACIÓN DEL DIÉSEL

Las características fisicoquímicas del diésel ya que se trataron en el capítulo 2, sin embargo se describen a continuación algunas propiedades importantes que determinan la elección de la tecnología de saneamiento.

Tabla 5.1 Caracterización fisicoquímica básica del diésel

Concentración	(111,750 mg. diésel / Kg suelo)
Toxicidad	hidrocarburo aromático, tóxico
Solubilidad en agua	0.067 % peso/peso a 23.5 °C
Coefficiente de partición Octanol/Agua (K_{ow}):	489,779
Coefficiente de partición carbono orgánico (K_{oc}):	151,356
Constante de Henry:	0.00674 atm·m ³ /mol a 25 °C
Polaridad	No Polar
Tensión superficial	28.5 dinas/cm a 20 °C
Densidad específica	0.8661 a 20 °C
Biodegradabilidad	Se transforma en CO ₂ y agua por microorganismos aerobios

De acuerdo con la tabla 5.1 el diésel es una sustancia no polar, tóxica para la salud humana y para el ecosistema, es ligeramente soluble en agua y tiene una menor densidad que ella.

Su coeficiente de partición Octanol/Agua es alto ($K_{ow} > 10^4$), por lo que es considerado hidrofóbico y tiende a acumularse en superficies orgánicas como suelos con alto contenido de materia orgánica y especies acuáticas. Sin embargo, algunos compuestos como los hidrocarburos aromáticos no se acumulan en peces y vertebrados a pesar de su alto " K_{ow} ". Esto se debe a que los peces tienen la habilidad de metabolizar rápidamente dichos compuestos.

Por otra parte su coeficiente de partición carbono orgánico (K_{oc}) demuestra que su adsorción al suelo es moderada, mientras la constante de Henry expresa su alta volatilidad.

5.3 SELECCIÓN DEL SURFACTANTE EMPLEADO

El diésel y el agua son sustancias inmiscibles, es por ello que para removerlo del suelo se emplea una solución agua-surfactante. El término surfactante que normalmente se utiliza para designar en forma abreviada los compuestos con actividad Interfacial. Químicamente, los surfactantes se caracterizan por tener una estructura molecular que contiene un grupo que posee poca atracción, o antipatía por el solvente, conocido como grupo lipofílico, junto a otro grupo que tiene fuerte atracción, o apetencia por el solvente, llamado el grupo hidrofílico.

Figura 5.2 Partes de un surfactante

Los surfactantes pueden incrementar la detergencia en una solución acuosa en tres formas. Como se aprecia en la figura 5.3.

- **Mojado.** El surfactante puede disminuir la tensión interfacial entre la fase líquida y sólida (suelo), permitiendo que el agua preferentemente humedezca o moje el suelo (como resultado se dan unas condiciones de humedad saturada), lo cual desplaza parcial o totalmente a los contaminantes.
- **Solubilización.** Los surfactantes aumentan la solubilidad de ciertos contaminantes la cual depende de la estructura del compuesto.
- **Emulsificación.** Los surfactantes pueden aumentar el grado de emulsificación (es la dispersión de una fase inorgánica insoluble en medio acuoso) de un contaminante. Además, los compuestos orgánicos que han sido removidos por surfactantes son más accesibles a la biodegradación.

Figura 5.3 Acción del surfactante en el agua

Los surfactantes si bien mejoran la remoción de los hidrocarburos también han demostrado tener efectos adversos (dependiendo de la concentración a la que se adicione). Como contaminantes del suelo ejercen sus efectos de varias formas:

- Alteran las características de la microflora.
- Alteran las características de la microfauna.
- Alteran las características del agua y como consecuencia modifican la infiltración.
- Modifican las características físicas del suelo.
- Modifican la porosidad del suelo.
- Se solubilizan en aguas de los acuíferos.
- Inhiben la oxidación (sobre todo los aniónicos).

5.3.1 Concentración Micelar Crítica (CMC)

La Concentración Micelar Crítica (CMC) influye sobre la actividad superficial de la molécula. Las contribuciones del tamaño de la parte hidrofóbica (cola) e hidrofílica (cabeza) del surfactante influyen en dicho parámetro. Ambas contribuciones contrarrestan una a la otra, esto es, se tiene una concentración micelar crítica baja cuando es mayor la contribución de la parte hidrofóbica. En cambio, se alcanza una concentración micelar crítica alta cuando esa situación se presenta para la parte hidrofílica.

Los efectos de acuerdo a cada grupo se reportan a continuación:

El grupo hidrofóbico (longitud, ramificación).

- La concentración micelar crítica disminuye conforme el número de carbonos en la cadena hidrofóbica se incrementa.
- La concentración micelar crítica incrementa notablemente con la ramificación, lo que va al par con el aumento de la solubilidad en agua de los hidrocarburos.
- La concentración micelar crítica incrementa si átomos polares (por ejemplo, Nitrógeno u Oxígeno) están incluidos en el grupo hidrofóbico.
- La concentración micelar crítica disminuye si átomos de flúor reemplazan átomos de carbono en el grupo hidrofóbico.

El grupo hidrofílico (tipo, tamaño, contra-ion)

- Grupos hidrofílicos que presentan cargas formales tienen concentración micelar crítica mucho más altas que surfactantes no iónicos etoxilados.
- La naturaleza del grupo hidrofílico, si presenta carga, tiene poco efecto en la concentración micelar crítica.
- La adición de una unidad de óxido de etileno (EO) a un surfactante no iónico produce un aumento en la concentración micelar crítica.
- La adición de una unidad de óxido de etileno a un éter sulfato produce una disminución en la concentración micelar crítica (La unidad de EO está actuando como una unidad hidrófoba, no, hidrofílica).
- La concentración micelar crítica aumenta si una cabeza hidrofílica extra se introduce.
- En una sal aniónica la concentración micelar crítica disminuye en el orden siguiente: $\text{Li}^+ > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} = \text{Mg}^{2+}$.

5.3.2 Determinación de la Concentración Micelar Crítica (CMC) del Glucopon AV-100 en solución acuosa

Cuando un surfactante se disuelve en agua, se produce una adsorción de las moléculas de dicho surfactante en la superficie del agua, disminuyen la tensión superficial de esta, lo cual es una medida de la disminución de la energía libre superficial del sistema. El procedimiento experimental que generalmente se sigue para determinar la adsorción de las moléculas del surfactante en la superficie del agua, es a través de medidas de tensiones superficiales.

La determinación de la Concentración Micelar Crítica (CMC), se mide en el cambio brusco de pendiente producido al graficar los resultados obtenidos de la tensión superficial de las soluciones de Glucopon AV-100 en función de su concentración.

Figura 5.4 Variación de la tensión superficial a 26°C vs la concentración de surfactante Glucopon AV-100 en solución acuosa

En la figura 5.4 se muestran los resultados de la variación de la tensión superficial en función de la concentración de surfactante en solución acuosa. Se observa, que la tensión superficial de equilibrio, disminuye con la concentración de surfactante, hasta alcanzar una concentración a partir de la cual la tensión superficial permanece constante, en esta región las interacciones hidrófobas entre moléculas de surfactante se tornan suficientemente importantes respecto a las interacciones hidrofílicas surfactante/agua para que se forme espontáneamente una asociación coloidal llamada micela.

En medio acuoso las micelas pueden agrupar varias decenas y aún algunos centenares de moléculas; la dimensión y la geometría de estos conglomerados dependen esencialmente de la estructura del surfactante y del ambiente físico químico.

Encima de la concentración micelar crítica, toda molécula adicional de surfactante que se incorpora dentro de las micelas, y la concentración de surfactante en estado molecular monomérico o no asociado, queda prácticamente constante; sin embargo se debe destacar que el equilibrio monómero-micela es de tipo dinámico, es decir, que existe un intercambio permanente de moléculas entre las micelas y la fase acuosa.

Figura 5.5 Solución de surfactante después de la CMC

Como se puede observar en el gráfico 5.4, el surfactante Glucopon AV-100 presentó un valor de concentración micelar crítica de 0.04 % p/p, con una Tensión de 27.4 dinas/cm. En la literatura se reporta para el Glucopon AV-100 tiene un valor de 0.07 % p/p. Sin embargo, se reporta también un valor de $1.20 \times 10^{-3} \text{ M}$ o 0.04 % p/p. Por tanto se comprueba que el Glucopon AV-100 ha sido estudiado adecuadamente.

Una vez obtenidos los resultados en la remoción del diésel en el suelo, empleando diferente concentración, tipo de surfactante, sus efectos en el suelo, y sus costos, se selecciona el surfactante Glucopon Av-100 como agente tensoactivo en la solución para la movilización del diésel del suelo del predio de la ex refinería 18 de marzo.

5.3.3 Análisis de la fertilidad del suelo

En la caracterización del suelo se obtiene que la muestra se encuentra ante una posible escasa actividad biológica.

La determinación del pH es importante para poder elegir la naturaleza del surfactante a utilizar. En el suelo muestreado se tiene un valor de 7.45, ubicándose en un nivel medianamente alcalino, lo que indica que existen cargas negativas lo cual neutraliza a los surfactantes de naturaleza catiónica.

La determinación de pH en una solución de cloruro de calcio, puede disminuir el valor, y el resultado es independiente de la concentración de sales. El valor obtenido en la experimentación fue de 7.36 manteniéndose el mismo valor.

El cloruro de potasio desplaza los iones H^+ hacia la solución del suelo, aumentando la acidez de este, es recomendable para suelos de naturaleza ácida, se observó en el resultado de la experimentación de la muestra de suelo se obtuvo un valor de 7.28 quedando nuevamente en un suelo medianamente alcalino.

Tabla 5.2 Comparativa de valores pH en agua y dos soluciones

Relación pasta	Agua	CaCl_2 0.01 M	KCl 1 M
1:2	7.45	7.36	7.28

La densidad aparente indica firmeza, y está relacionada con la porosidad total del suelo, además del espacio disponible para el movimiento de agua.

El valor obtenido $0.9975 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3}$ indica una densidad de media a alta con baja porosidad, esto dificulta el movimiento de agua, lo cual es un obstáculo para el sistema de lavado de suelos, al emplear soluciones de surfactantes como el lauril éter sulfato de sodio y lauril sulfato de sodio.

En la densidad real a diferencia de la aparente, se excluye el volumen ocupado por los poros entre las partículas, por lo tanto el valor aumenta respecto a la

densidad real, el valor obtenido es de $2.54 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3}$, estando dentro de un suelo promedio.

La humedad del suelo depende de la concentración de nutrientes disponibles ya que participa en varias reacciones metabólicas celulares, el valor obtenido es alrededor del 11 %.

Datos obtenidos de la prueba de granulometría.

Tabla 5.3 Granulometría del suelo

Malla	Abertura [mm]	Peso suelo retenido [g]	Por ciento retenido parcial %	Por ciento que pasa %
4	4.75	0.48	0.037	99.96
10	2.000	3.36	0.2602	99.69
20	0.840	176.56	13.67	86.01
40	0.420	229.47	17.77	68.23
60	0.250	168.32	13.03	55.19
100	0.149	268.84	20.82	34.36
200	0.074	301.53	23.38	11.00
Pasa 200		142.5	11.03	
Suma		1291.06		

Tabla 5.4 Porcentaje global de suelo

% Gravas	0.00
% Arenas	88.97
% Finos	11.03

Estos datos obtenidos indican que el suelo utilizado es arena con finos SC (arena y arcilla) o SM (arena con limo). Para definir mejor se determinaron los límites de consistencia teniendo un índice de plasticidad (IP) de 32.59 que es mayor de 7, por lo tanto es un suelo SC una arena arcillosa, una mezcla de arena y arcilla.

El porcentaje de materia orgánica es un factor importante para la adsorción del diésel, ya que las moléculas no polares tienen la finalidad por las fases orgánicas, el valor obtenido en el laboratorio fue de 8.2 % ubicándose en un nivel medio, además de demostrar que es un suelo volcánico.

El valor obtenido en el laboratorio de nitrógeno orgánico esta fue de 24.2531 ppm ubicándose en un nivel medio, ya que existe una tasa de mineralización media, posiblemente gracias al contenido de arcilla en el suelo.

Los siguientes porcentajes fueron interpolados del diagrama de clasificación de suelos, dando como resultado un suelo arcillo-arenoso, confirmando el resultado obtenido en el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (SUCS).

Tabla 5.5 Textura del suelo

Suelo	Porcentaje en suelo
Arena	61.6
Arcilla	35.88
Limo	2.52

Figura 5.6 Triángulo de texturas

5.4 ANÁLISIS CON PROPOSITO DE SALINIDAD

El porcentaje de saturación se alcanza cuando el suelo retiene la máxima cantidad de agua, en el laboratorio se obtuvo el valor de 36.13 %, estando entre arenoso y arcilloso, además el contenido de materia orgánica del suelo ayuda a la retención de agua.

Un suelo básico posee un valor de conductividad eléctrica alta, lo cual indica una presencia de cationes y aniones, el resultado es de 6.0692 dS/m, indica un suelo salino, esto concuerda con el resultado de pH obtenido de medianamente alcalino.

5.5 ANÁLISIS PARA LA CLASIFICACIÓN DE SUELOS

El color del suelo de acuerdo a las tablas Munsell:

$$10 \text{ YR (MATIZ)} \quad \frac{5 \text{ (LUMINOSIDAD)}}{4 \text{ (PUREZA)}}$$

El número 10 indica que es más amarillo y menos rojo, que es el color dominante reflejado por el suelo, la pureza de 4 es el número de longitudes de onda que refleja el suelo, y la luminosidad de 5 indica un suelo entre negro puro y blanco puro (0 indica negro y 10 blanco).

El contenido de nitrógeno total en el suelo es de 0.126 %, debido al valor obtenido es bajo, esto indica que por la contaminación en el sitio, ocasiona el impedimento del crecimiento de plantas.

Los carbonatos de calcio equivalentes obtenidos por neutralización ácida y por el procedimiento de Horton y Newson indicaron un nivel medio en ambos casos, es un suelo salino, y esto puede favorecer la actividad microbiana y la mineralización de materia orgánica.

En la acidez extraíble se obtuvo un valor de $330.209 \frac{\text{cmol}}{\text{kg de suelo}}$, donde la acidez del suelo aumenta, esto se debe a que también se incluyen el aluminio intercambiable al aumentar la acidez, y el hidrogeno no intercambiable, este valor no tiene efecto nocivo para las plantas. El valor puede ser de hasta 10 veces mayor que el aluminio intercambiable y en el suelo muestreado se confirmó, ya que el valor de esta determinación fue de $34.889 \frac{\text{cmol}}{\text{Kg de suelo}}$.

5.6 COMPORTAMIENTO DE LA SOLUCIÓN DEL SURFACTANTE EN LA COLUMNA, DURANTE EL LAVADO

Con la finalidad de remover la máxima cantidad de HTPs del suelo contaminado; se requiere conocer el flujo de la solución que se tiene a la salida de la columna que contiene el suelo contaminado con diésel. Por lo que se realizan pruebas con los tres diferentes surfactantes: Lauril Sulfato de Sodio y el lauril Éter Sulfato de Sodio y Glucopon AV-100.

En estas pruebas se mantienen constantes las variables: incremento de tiempo de 10 minutos durante un tiempo total de 70 minutos y la temperatura de operación a 23 °C.

Con una disminución repentina del flujo de la solución del surfactante no se ve favorecida la remoción del diésel en el suelo. De lo contrario al mantener constante el flujo durante el lavado, la remoción se incrementa.

Lo anterior se debe a la suspensión de sólidos del suelo; ya que la arcilla puede acumularse en la parte inferior de la columna, formándose una resistencia al flujo. Otro de los factores que influyen directamente en el flujo de la solución del surfactante, es la acumulación de este en los poros del suelo. Las propiedades fisicoquímicas de cada surfactante empleado son diferentes como son: la densidad, viscosidad. Como se muestran en la figura 5.7

Figura 5.7 Solución de Lauril Sulfato de Sodio

Los iones de sodio inmovilizan las moléculas del agua; de tal manera que la interacción entre el ion y las moléculas del agua más cercanas están inmovilizadas por la interacción directa ion-dipolo; ya que las moléculas están alineadas al ion sodio de manera, que las moléculas del agua están alineadas al eje dipolar, se dice que estas moléculas están electrorrestringidas a este tipo de hidratación conocida como negativa.

La concentración de surfactante que permite un flujo contante es a menor interacción de las moléculas de agua del suelo con el ion sodio a 2 [g/L]. Las soluciones obtenidas son transparentes y micelas aceite en agua.

Las regiones polares y sitios de carga serán rodeados por la misma hidratación que rodean a los iones en solución, mientras que los segmentos no polares estarán afectados por la misma hidratación hidrofóbica que se asocia a solutos no polares e interfaces neutras.

Figura 5.8 Solución de Lauril Éter Sulfato de Sodio

Los grupos formadores de enlaces de hidrógeno, como el -OH del agua puede tener sólo un pequeño efecto neto sobre la estructura del agua, porque estas fuerzas son débiles.

La solubilidad del lauril éter sulfato de sodio es determinada por la capacidad del oxígeno en el grupo éter de formar un enlace de hidrógeno débil con el agua.

Se forma entonces un hidrato primario, en el cual luego participan más moléculas de agua, resultando en la formación de una voluminosa masa de hidrato con una cantidad enorme de moléculas de agua por cada molécula del oxígeno del éter.

El número de átomos de oxígenos que forman el enlace de hidrógeno crece con la longitud de la cadena de la estructura del surfactante, aumentando la solubilidad en el agua. El número de oxígenos en la molécula determina la solubilidad en hidrocarburos y en agua del surfactante. Cuando predomina el componente hidrofóbico, el surfactante es soluble en hidrocarburos (lipofílica); es decir cuando el residuo hidrofóbico y la parte hidrofílica se equilibran, el producto es soluble en agua y en hidrocarburos.

La apariencia de las soluciones obtenidas son opacas; esto indica que existe una hidrosolubilidad a una concentración de 2 [g/L].

Figura 5.9 Solución de Glucopon AV-100

Las soluciones de anfífilos presentan una interacción agua-hidrocarburo de gran importancia. La distribución de las moléculas de agua entre especies que participan en distinto número de enlaces de hidrógeno es formulada en términos de una función de partición; los cuales existen hidratos cristalinos no polares.

En estos hidratos, las moléculas de agua están interconectados por enlaces que incluyen cavidades de varios tamaños en cuyo interior se encuentran moléculas de soluto de tamaño apropiado, que estabilizan la estructura.

En el caso de los hidrocarburos aromáticos, las moléculas de agua presentan más energía en las cercanías del soluto que cuando estén rodeadas solamente por otras moléculas de agua, pero el aumento de energía será menor que en el caso anterior porque las moléculas de agua pueden interactuar más fuertemente con los orbitales electrónicos π encima y debajo del anillo aromático. Por anterior se deduce que el átomo de oxígeno de una molécula de agua tiende a estar centrados sobre el anillo bencénico, con uno de los hidrógenos orientado hacia el centro del anillo.

Los átomos de hidrógeno del agua están directamente hacia los dos centroides más cercanos, que son opuestos entre sí. Se puede esperar que las moléculas tetraunidas existan cerca de los ejes del anillo aromático, puesto que las fuertes interacciones que involucran a los electrones π tienden a romper la estructura del agua. Las moléculas no unidas son los enlaces de hidrógeno tienen posición preferencial a ambos lados del plano del anillo, donde pueden interactuar favorablemente con los electrones π .

La estructura del GlucoPON AV-100 presenta varios átomos de oxígeno, por lo que existe mayor interacción con la estructura de los compuestos aromáticos del diésel. Es decir estos compuestos tienen mayor interacción por los enlaces con los electrones π de la parte aromática.

La concentración que favorece una mayor remoción de hidrocarburo es 2 [g/L] de la solución del surfactante, el flujo decrece gradualmente, logrando obtener una solución lechosa opaca y una mayor remoción del diésel.

5.6.1 Cálculo de la remoción de HTPs del suelo, antes y después del lavado

Tabla 5.6 Remoción de HTPs del suelo empleando Lauril sulfato de sodio

Conc. [g/L]	HTPs iniciales [mg/Kg ss]			HTPs finales [mg/Kg ss]			Eficiencia [%]
	Superior	Media	Inferior	Superior	Media	Inferior	
0.5	15244	14710	14264	7291	7325	7435	52.2
1.0	15244	14710	14264	7991	7325	7435	50.8
2.0	15148	15287	16819	7718	9030	8807	45.9
4.0	15123	15020	15153	10842	11510	12171	23.8

Los grupos polares del lauril sulfato de sodio interactúan fuertemente con la estructura de los solutos no polares. Los iones afectan la estructura del agua

alrededor de ellos localmente en una extensión de varios diámetros moleculares por medio de fuertes interacciones electrostáticas.

Cuanto mayor sea la hidratación que rodea a los iones, más fuertemente serán excluidos preferencialmente por la hidratación hidrofóbica que rodea a las moléculas de diésel, por lo que son menos capaces de destruir las regiones de envoltura de hidratación hidrofóbica.

A una concentración de 0.5 [g/L] de lauril sulfato de sodio forma micelas; la interacción del surfactante-hidrocarburo disminuye con la concentración de la solución; ya que es insensible al signo de la carga del surfactante, es más difícil formar micelas y la concentración micelar disminuye.

Tabla 5.7 Remoción de HTPs del suelo empleando Lauril Éter Sulfato de Sodio

Conc. [g/L]	HTPs iniciales [mg/Kg ss]			HTPs iniciales [mg/Kg ss]			Eficiencia [%]
	Superior	Media	Inferior	Superior	Media	Inferior	Promedio
0.5	15146	15231	15374	10696	10734	14885	20.7
1.0	15109	14939	15341	8424	9375	9053	40.8
2.0	14704	14855	14590	7602	8546	9017	43.0
4.0	14943	14249	15152	6365	7974	8115	49.3

Las muestras a diferente concentración dan como resultado una alta estabilidad en función del tiempo. Como se puede observar, el tipo de emulsión obtenida depende fundamentalmente de la concentración del surfactante empleado; obteniéndose emulsiones aceite/agua; a una concentración entre 0.5 a 4 [g/L], por lo que los resultados obtenidos son concordantes con las características altamente hidrófilas.

Tabla 5.8 Remoción de HTPs del suelo empleando Glucopon AV-100

Conc. [g/L]	HTPs iniciales [mg/Kg ss]			HTPs iniciales [mg/Kg ss]			Eficiencia [%]
	Superior	Media	Inferior	Superior	Media	Inferior	Promedio
0.5	14898	14178	15344	6344	7967	8115	49.4
1.0	14755	14894	14809	4507	5418	5426	65.5
2.0	14746	14917	14677	2855	2961	3071	80.0
4.0	14547	15106	14731	4364	4909	4941	80.0

En la relación de liposolubilidad a hidrofiliidad del grupo -OH del agua se equilibra con los componentes del diésel, lográndose hidrosolubilidad. Una mezcla de tensoactivos iónicos empleada tiende a dar un efecto de solubilización más fuerte que los tensoactivos individuales, porque los los agentes tensoactivos iónicos reducen la repulsión electrostática entre las moléculas de tensoactivos iónicos hasta cierto punto. Por lo tanto, una pequeña cantidad de tensoactivo iónico puede disminuir significativamente la concentración micelar crítica del sistema tensoactivo mixto. Además, la mezcla de surfactantes puede inhibir la adsorción de surfactante en el suelo, por lo que la pérdida de agente tensoactivo causado por la adsorción en el suelo en el sistema mixto que es relativamente bajo.

El agente tensoactivo mixto a menudo muestra una mejor capacidad de solubilización de los contaminantes del suelo que el surfactante puro.

Capítulo 6

CONCLUSIONES

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES

Debido al gran daño causado por la contaminación del suelo, existe un interés creciente en aplicar surfactantes para la remediación de una gran variedad de suelos contaminados. Ya que los surfactantes por sus propiedades no nocivas al medio ambiente y al aplicar soluciones de estos a bajas concentraciones puede ser competitivas con otras tecnologías que tiene actualmente gran aplicación.

Cada tipo de suelo a remediar presenta un reto único. Más sin embargo, cada suelo puede tratarse dependiendo de las características fisicoquímicas y de una solución que sea efectiva en cuanto a los costos totales de la remediación. Las opciones de remediación para sitios contaminados, dependen de cuatro aspectos generales:

- El tipo de contaminante a tratar y sus características físicas y químicas, determinan si un suelo contaminado requiere ser remediado y la forma en la que el contaminante debe removerse del suelo. Estas propiedades determinan cómo puede ser el movimiento del contaminante y si éste no persistente en el ambiente. La estructura química de un contaminante determina su toxicidad y por consiguiente permite fijar ciertos aspectos para establecer los límites de limpieza.
- La localización y las características del sitio, así como el uso del suelo que se le dará después de ser remediado (industrial, residencial o agrícola). Este aspecto es fundamental para determinar el grado de limpieza que debe lograrse en el suelo a tratar y el número de técnicas que sea necesario emplear para alcanzar la meta.
La Ley General para la protección y Gestión Integral de los Residuos (LPGIR), ha establecido que para tener el nivel seguro para la salud del ser humano y el medio ambiente; es necesario emplear más de una tecnología para un determinado tipo de contaminante en el suelo.
- Las características naturales de los suelos y cuerpos de agua del lugar, a menudo determinan las ventajas y desventajas de una determinada técnica de remediación antes de ser utilizada. Para suelos contaminados se analiza la forma correcta de tratarlos en forma *in situ* o *ex situ*, dependiendo de sus propiedades fisicoquímicas. En el caso de estudio el tratamiento apropiado es *ex situ*, ya que la baja permeabilidad del suelo a una profundidad mayor a un metro del suelo (limo-arcilloso), no permite realizar el lavado *in situ* del suelo con eficiencia.
- El propósito de la aplicación de la tecnología de remediación de un suelo; es controlar, disminuir o destruir el contaminante del suelo. El uso de una tecnología en particular depende, además de los factores mencionados, de su disponibilidad, fiabilidad (demostrada o proyectada), estado de desarrollo (laboratorio, escala piloto o gran escala) y de su costo.

La tecnología de remoción de cualquier contaminante del suelo que presenta mayor eficiencia es la incineración térmica 99 %. Pero presenta varias desventajas como: se desprenden contaminantes gaseosos contaminantes, genera residuos sólidos peligrosos, es costosa y el suelo remediado es infértil.

Cuando un surfactante se disuelve en agua, se produce una adsorción de las moléculas de dicho surfactante en la superficie del agua, disminuyendo la tensión superficial de esta, lo cual es una medida de la disminución de la energía libre superficial del sistema. El procedimiento experimental que generalmente se sigue es para determinar la adsorción de las moléculas del surfactante en la superficie del agua.

El surfactante puede disminuir la tensión interfacial entre la fase líquida (solución de surfactante) y sólida (suelo), permitiendo que el agua preferentemente humedezca o moje el suelo (como resultado se dan unas condiciones de humedad saturada), lo cual desplaza parcial o totalmente al diésel. Los surfactantes aumentan la solubilidad de ciertos contaminantes la cual depende de la estructura del compuesto.

Los surfactantes si bien mejoran la movilización de los hidrocarburos también han demostrado tener efectos adversos (dependiendo de la concentración a la que se adicione).

Durante el desarrollo experimental el volumen de solución del surfactante disminuye en forma gradual en función del tiempo, debido a la acumulación de finos en la parte inferior de la columna; otra causa es la absorción del surfactante en los poros del suelo, lo que favorece la formación de una pasta viscosa. Estos dos factores provocan una resistencia al flujo de solución del surfactante y por tanto una disminución en la eficiencia en la movilización del diésel.

Graficamente en los cuadrantes I y IV a medida que se incrementan los grados en las curvas de operación a diferente concentración de los surfactantes, se obtiene mayor eficiencia.

De lo anterior se analiza el comportamiento que presenta cada uno de los surfactantes en solución acuosa empleados en la remoción de diésel, utilizando las columnas diseñadas en la experimentación. Entre mayor sea la afinidad entre los componentes del diésel, agua y surfactante, la tensión superficial del sistema disminuye; por lo tanto se requiere menor concentración de la solución y se logrará una mayor movilización del diésel por la emulsión formada.

- El lauril éter sulfato de sodio, interactúa con el suelo contaminado directamente, debido a las fuerzas intermoleculares de la parte hidrofóbica, ya que a medida que es incrementada gradualmente la concentración del surfactante, se logra obtener una eficiencia máxima de 49.3 %.

Indicando con ello que la parte carbonada (doce carbonos y la parte de etóxi) del surfactante tienen mayor afinidad con los componentes del diésel. Lo cual no favorece en la movilización del diésel, ya que el

surfactante puede ser adsorbido y retenido con el diésel en el suelo, provocándose una aglomeración en los poros del suelo; disminuyendo el flujo de la solución del surfactante en la columna.

- En el lauril sulfato de sodio, la interacción intermolecular suelo-surfactante disminuye ya que decrece la parte hidrofóbica del surfactante, a diferencia del lauril éter sulfato de sodio, la estructura molecular solo tiene carbonos y no el grupo etóxi, la parte hidrofílica que lo constituye el grupo aniónico (ion sulfato) tiene mayor afinidad a la parte polar (agua). Por lo tanto se tiene afinidad tanto con la parte hidrofóbica como con la parte hidrofílica. Mientras menor sea la concentración del surfactante (es decir la concentración micelar crítica es menor) la interacción aumenta favoreciéndose la movilización del diésel por la formación de micelas, obteniendo una eficiencia del 52 %.
- La estructura molecular del Glucopon AV-100, tiene varios átomos de oxígeno que proporcionan cierta polaridad a la molécula, logrando interactuar con los hidrógenos (formación de puentes de hidrógeno), mientras que parte iónica del surfactante interactúan con los hidrógenos del agua que es la parte polar del medio. Por esta razón los enlaces π de los compuestos aromáticos policíclicos componentes del diésel interactúan con los carbonos insaturados de la molécula del surfactante. Por la suma de estos efectos intermoleculares disminuye la tensión de interfase entre la parte hidrofóbica (componentes del diésel) y la parte hidrofílica del surfactante-agua, lográndose una mayor movilización del diésel ya que decrece la concentración micelar crítica, favoreciéndose la formación de micelas a baja concentración de la solución del surfactante, se obtiene una eficiencia de remoción del diésel del 80 %.

Los tres surfactantes empleados en el desarrollo experimental, presentan estructuralmente 12 (doce) carbonos en la parte hidrofóba (afinidad a los componentes del diésel) y grupo sulfato de sodio ($-\text{SO}_3\text{Na}$), en el lauril éter sulfato de sodio se incrementan dos unidades del grupo ($-\text{OCH}_2\text{CH}_2$)₂. Por lo que tienen diferentes interacciones intermoleculares con los componentes del diésel y el agua.

A una concentración mínima (0.5 g/L), existe mayor interacción en el sistema agua-surfactante-diésel en el lauril éter sulfato de sodio, seguido del Glucopon AV-100; mientras que a una concentración máxima (4 g/L), en el Glucopon AV-100 es mayor, debido a que existe mayor número de centros ion-dipolo y por los enlaces π de la estructura cada uno de los componentes del surfactante.

La técnica de lavado de suelos tiene como objetivo además de movilizar el diésel del suelo, recuperarlo mediante la adición de electrólitos como el cloruro de sodio, ya que estos tienden a disminuir la solubilidad del diésel en la solución del surfactante, e incluso puede producir la precipitación en forma de fase sólida.

La adición de un electrólito produce una mayor concentración de iones en la vecindad de la superficie de las micelas y por lo tanto resulta en un efecto de pantalla que reduce las repulsiones electrostáticas entre las partes hidrofílicas cargadas. Por tanto, fue probada la adición de sal (NaCl) a la solución de Glucopon AV-100, con el fin de romper la emulsión formada después del lavado, las concentraciones de esta sal son de 0.5 % y 1 % de NaCl. Lográndose obtener el diésel en forma libre en la parte superior de la solución de surfactante.

El lavado del suelo *ex situ* es la técnica de saneamiento aprovechada en el presente estudio, por ser de menor impacto ambiental, de bajo costo y de fácil aplicación. El fundamento de esta técnica es adicionar al suelo contaminado con diésel una solución de surfactante para movilizarlo.

Se realizaron pruebas experimentales a nivel laboratorio (vidrio) de un suelo que fue contaminado con diésel y almacenado herméticamente durante un tiempo de 96 horas, después se procedió a lavarlo con el surfactante Glucopon AV-100 a una temperatura de (23-40)°C, lográndose eficiencias de 90 al 93 % de movilización del diésel.

CAPÍTULO 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Academia de la Investigación Científica, Academia Nacional de Ingeniería, Academia Nacional de Medicina y Nacional Academy of Sciences (coords) (1995), El agua y la Ciudad de México. Abastecimiento y drenaje, calidad, salud pública, uso eficiente, marco jurídico e institucional, México.

Aceves-Quesada, F.J., 1996, Geología y Geomorfología del Volcán Nevado de Toluca: México, Universidad Nacional autónoma de México, Facultad de Ciencias, Tesis de Maestría.

Angst, R.; Karume, M. 2005. Experimental investigations of stirred solid/liquid systems in three different scales: Particle distribution and power consumption. Chemical Engineering Science. Vol. 61, pp. 2864-2870.

Bhandari A., Novak J. Y Dove D. (2000). "Effect of soil washing on petroleum hydrocarbon distribution on sand surfaces". Journal of Hazardous Substance Research. Vol 2, No. 7, Kansas State University. pp. 1-10.

Boon, L.A.; Hoeks, F.W.J.M.M.; van der Lans, R.G.J.M.; Bujalski, W.; Wolff, M.O.; Nienow, W. 2002. Comparing a range of impellers for "stirring as foam disruption". Biochemical Engineering Journal. Vol. 10, pp. 183-195.

Breña, A. 2004, "Precipitación y Recursos Hidráulicos en México", Coordinación General de Vinculación y Desarrollo Institucional de la Rectoría General de la Universidad Autónoma Metropolitana.

Buenrostro, C. 2000, "Agua, factor determinante del desarrollo de la Ciudad", ponencia presentada en el Foro Estrategias Ambientales para la Ciudad de México en su Perspectiva Megalopolitana hacia el siglo XXI, Museo de la Ciudad de México, Junio.

Cardoso, D. y García E., 1982, "Vegetation and climate in the Mexico Basin", in Proceed. Latin American regional conf. IGU, Brazil, Geographical Topics of Mexico City.

Castrol México, Lo básico de aceite para motor del sitio web: <http://www.castrol.com/castrol/genericarticle.do?categoryId=8364002&contentId=6030514>

Castrol Chile, Lo básico de aceite para motor del sitio web: <http://www.castrol.com/castrol/printgenericarticle.do?categoryId=8354003&contentId=6008462>

Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública, "Desempeño legislativo", en Medio Ambiente y Recursos Naturales (Actualización: septiembre de 2006).

Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública, "Temas en la agenda nacional", en Medio ambiente [Actualización: 28 de agosto de 2006], en www.diputados.gob.mx/cesop/

Cheremisinoff, P. 1992. A guide to underground storage tanks evaluation, site assessment and remediation. New Jersey: Prentice-Hall.

CNA (Comisión Nacional del Agua), 1994, El agua y sus senderos, ríos, lagos y cascadas de México, México, Comisión Nacional del Agua.

CNA (Comisión Nacional del Agua), 1999, "Distribuciones promedio de agua para usos urbanos e industrial para la ZMVM por fuente de suministro caudal medio", Gerencia Regional de Aguas del Valle de México.

CNA (Comisión Nacional del Agua) y SEMARNAP (Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca), México 1997, Sistema Cutzamala. Agua para millones de mexicanos.

Custodio E., 1995. Vulnerabilidad de los Acuíferos a la Polución; Seminario Internacional de aguas subterráneas, Santiago de Chile.

Dan Taca, Constantin; Paunescu, Mihaela. 2000. Suspension of solid particles in Spherical stirred vessels. Chemical Engineering Science. Vol. 55, pp. 2989-2993.

Dan Taca, Constantin; Paunescu, Mihaela. 2000. Suspension of solid particles in spherical stirred vessels. Chemical Engineering Science. Vol. 55, pp. 2989-2993.

De Cserna, Z., de la Fuente-Duch, M., Palacios-Nieto, M., Triay, L., Mitre-Salazar, L.M., MotaPalomino, R., 1988, Estructura geológica, gravimétrica, sismicidad y relaciones geotectónicas regionales de la Cuenca de México: México, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, Boletín 104.

Delegación Azcapotzalco, Geografía, tomado del sitio web: www.vcarranza.df.gob.mx

Demant, A., Robin, C., 1975, Las fases del vulcanismo en México-una síntesis en relación con la evaluación geodinámica desde el Cretácico: México, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, Revista, 7(1).

DGCOH (Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica) (200a), "Cronología agua potable. Época virreinal", en <http://www.dgcoh.gob.mx/virreinalap.html> ---(2000b), "Cronología agua potable", en <http://www.dgcoh.gob.mx/historia.html> ---(2000c), "Cronología agua potable. Época Independiente", en <http://www.dgcoh.gob.mx/independienteap.html>

Díaz-Rodríguez, J. A., y Santamarina, J. C., 2001 "Mexico city soil behavior at different strains: observations and physical interpretation", Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol. 127, No. 9, pp. 783-789.

Durazo. J., and Farvolden. R., 1989. The ground water regime of the Valley of Mexico from historic evidence and field observations. Journal of Hydrology.

Enciclopedia Microsoft Encarta Online, 2007, Gasolina, del sitio web: http://es.encarta.msn.com/encyclopedia_761559518/Gasolina.html

Environmental Systems Research, Inc, (ESRI), 1993, DigitalChart of the World for use with ARC/INFO, Data dictionary Redlands, CA. USA.

Espinoza C. y Ramírez J. 2002. Análisis comparativo de técnicas de evaluación de vulnerabilidad de acuíferos. Aplicación a la zona norte de la ciudad de Santiago, presentado en II Seminario-Taller: Protección de acuíferos frente a la contaminación: caracterización y evaluación.

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

Fetter, C. 1988. Applied hydrogeology. New York: Macmillan, Publishing Company.

Foster S. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution, risk and protection strategy. TNO Comm. on Hydrog. Research. Proceed. and Information # 38: 69-86. The Hague.

Foster, S. and Hirata, R. 1988. "Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data." WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual. Lima, Peru.

Foster S. y R. Hirata 1991. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes CEPIS: 1-18. Lima.

Foster et al., 2003, "Protección de la Calidad del Agua Subterránea", guía para empresas de agua autoridades municipales y agencias ambientales, Groundwater Management Advisory Team (GW•MATE), Banco Mundial Washington, D.C.

Foresman, 1998, Foresman, T.W. (editor), The history of Geographic Information Systems: perspectives from the pioneers, Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall PTR.

Gasolina, del sitio web Enciclopedia Microsoft Encarta Online, 2007: http://es.encarta.msn.com/encyclopedia_761559518/Gasolina.html

García, E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Tercera edición. Ed. Laros. México.

Geografía, del sitio web en la Delegación Venustiano Carranza: <http://www.vcarranza.df.gob.mx/conoce/geografia.html>

Gül Özcan-Taskin; Hongyuan Wei. 2003. The Effect of impeller to tank diameter ratio on draw down of solids. Chemical Engineering Science. Vol. 58, pp. 2011-2022.

Gutiérrez, E. M. 1990. Los Residuos Sólidos Peligrosos: ¿Un Riesgo sin Solución?. Ciencias. No. 20 UNAM.

Hojas de datos de seguridad de sustancias, Petróleos Mexicanos (PEMEX) Refinación, 2004.

IASR(2001). "Fundamental Surfactant Research". Institute for Applied Surfactant Research.

Instituto de Geografía de la UNAM, 2002. Delegación Política Azcapotzalco.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 1983, Carta geológica, Ciudad de México E14-2, Escala 1: 250,000: México, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática.

Información proporcionada por los archivos de la Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, 2004.

Instituto de Investigaciones Legislativas, 2007, Apuntos Legislativos, Medio Ambiente: Caso Salamanca, Poder Legislativo del Estado de Guanajuato.

Iturbe A., Rosario; Flores, Carlos; Chávez, Claudia; Bautista, Guadalupe; Torres, Luis G. 2004. Remediation of contaminated soil using soil washing and biopile Methodologies at a field level. Soils and Sediments. Vol. 4, No. 2, pp. 115-122.

Iturbe A. Rosario; Flores, Carlos; Chávez, Claudia; Ramírez, Adriana; Torres, Luis G. 2004. *In situ* flushing of contaminated soils from a refinery: Organic compounds And metal removals. Remediation. Pp. 141-152.

Izazola, H. 2001. Agua y Sustentabilidad en la Ciudad de México, Estudios Demográficos y Urbanos, Mayo-Agosto, El Colegio de México, A.C. Distrito Federal.

Johansson et al, 2001, Rating of groundwater contamination sources. In: Zaporozec, A., ed., Groundwater contamination inventory: A methodological guideline. Paris, Francia: UNESCO

Juan et al, 1997, El Océano y sus recursos. II. Las Ciencias del Mar: Oceanografía Geológica y Oceanografía Química. La Ciencia Para Todos, Fondo de Cultura Económica, Secretaría de Educación Pública y del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.

Klammt, Christian; Schwarz, Daniel; Fendler, Klaus; Haase, Winfried; Dötsch, Volker. 2005. Evaluation of detergents for the soluble expression of helical an barrel type integral membrane proteins by a preparative scale individual cellfree expression system. The FEBS Journal. Vol. 272, pp. 6024-603.

Klaus M. Rathfelder, Linda M. Abriola., Tammy P. Taylor., Kurt D. Pennell. (2001). "Surfactant enhanced recovery of Tetrachloroethylene from a porous medium containing low permeability lenses; 2. Numerical Simulation." Journal of Contaminant Hydrology. Vol.48, pp. 351-374.

Kostecki, P. T. y E. Calabrese. 1989. Petroleum contaminated soil: remediation techniques, environmental fate, and risk assessment. Vol I. Mich.: Lewis Publishers.

La Greca M. Buckingham, P., y Evans, J. 1998. Gestión de residuos tóxicos. Tratamiento, eliminación y recuperación de suelos. Editorial McGraw-Hill de México. Volumen I y II 1316

Legorreta, Jorge, 1997, "Agua de lluvia, la llave del futuro en el Valle de México", La jornada Ecológica, año 5, número 58, 28 de Julio, México.

Lee et al, 1992. Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons into water from diesel fuel. Environ. Sci.Technol.

Linda S. Lee, Hagwall, J.J. Delfino, and P.S.C. Rao. 1992. Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons into water from diésel fuel. Environ. Sci.Technol.

López Jesica. 2004. Cambios físicos, químicos y biológicos en un suelo contaminado con hidrocarburos debido al saneado con la técnica de lavado de suelo. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México. Agosto 2004.

Marcolongo B. e L. Pretto 1987. Vulnerabilità degli acquiferi nella pianura a nord di Vincenza. Publ. GNDICI-CNR # 28: 1-13.

Martín, 1999, Cinética de hidrodeshulfuración de los dimetildibenzotiofenos presentes en diesel, Tesis para obtención del grado de Maestro en Química, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa

Mooser, F., 1963, Historia tectónica de la Cuenca de México: Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros,

Mooser, F. 1990. Estratigrafía y estructura del Valle de México en el subsuelo de la cuenca del Valle de México y su relación con la Ingeniería de cimentaciones, a cinco años del sismo, en Revista de la Sociedad Mexicana de Mecánica de Suelos, México.

Mooser, F. y Molina. C. 1993. Nuevo Modelo Hidrogeológica para la Cuenca de México. Boletín del Centro de Investigación Sísmica de la Fundación Javier Barros Sierra, México D.F.

Motor Oil, del sitio web: <http://www.motoroil.cl/docoil.htm>

Negendank, J.F.W., 1972, Volcanics of the Valley of Mexico; part I, Petrography of the volcanics: Neues Jahrbuch fur Mineralogie, Abhandlungen.

Normas ASTM D 2487-98, "Standard Practice for Clasification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Clasification System)".

Normas ASTM D 2488-90, "Standard Practice for Description and Identification of Soils" (Visual-Manual Procedure).

Normas ASTM D 4318-98, "Standard Test Methods for Liquid Limit, Plastic Limit, and Plasticity Index of Soils".

Normas ASTM D 5550-94, "Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer".

Normas ASTM D2435-90, "Standard Test Method for One-Dimensional Consolidation Properties of Soils".

Norma Oficial Mexicana-NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación.

Norma Oficial Mexicana-NOM-141-SEMARNAT-2003, Que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales.

Ochoa J.J., Méndez S. F., Rosas A. 2002. Evaluación de la contaminación por hidrocarburos del subsuelo (gasometrías). El petróleo de México publicación del Colegio de Ingenieros Petroleros de México, México. D. F.

Para la recomendación de la OCDE véase OCDE, "Recommendation of the Council on Guiding Principles concerning International Economic Aspects of Environmental Policies", 26 de mayo de 1972, disponible en [http://webdomino1.oecd.org/horizontal/oecdacts.nsf/linkto/C\(72\)128](http://webdomino1.oecd.org/horizontal/oecdacts.nsf/linkto/C(72)128).

PROFEPA. (2000). "Identificación y caracterización de sitios contaminados con residuos peligrosos". Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, México. pp. 19.

Robert H. Perry., Sexta Edición (2000). "Manual del Ingeniero Químico". McGraw Hill, pp. 5-59 a 5-61.

Rosen M. Y Li F. (2001). "The relationship between the interfacial properties of surfactants and their toxicity to aquatic organisms". Environ. Sci. Technol, Vol. 35, No. 5. USA pp. 954-959.

Saval, B. S. 1995. Acciones para la Remediación de Suelos en México. Segundo Minisimposium Internacional sobre Contaminantes del Agua y Suelo. Instituto de Ingeniería. UNAM.

Schifter I. y López S., 1989. Uso y abuso de las gasolinas, La Ciencia para Todos.

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

SEMARNAT, 2001, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Secretaría del Gestión para la Protección Ambiental, "Bases de política para la prevención de la contaminación del suelo y su remediación".

Sustancias Tóxicas en el Aire Provenientes de Fuentes Móviles, del sitio web de la Environmental Protection Agency, United States.: <http://www.epa.gov/air/espanol/contaminantes/car2.html>

Tammy P. Taylor, Kurt D. Pennell, Linda M. Abriola y Jacob H Dane. (2001). "Surfactant Enhanced recovery of Tetrachloroethylene from a porous medium containing low permeability lenses. 1. Experimental studies". Journal of Contaminant Hydrology. Vol 48. pp. 325-350.

Victor E. Martínez / M. y Felipe López S., 2001. Efectos de Hidrocarburos en las propiedades físicas y químicas de suelo arcilloso, Terra Latinoamericana.

Villumsen A. Jacobsen O. & C. Sonderskov 1983. Mapping the vulnerability of groundwater reservoirs with regard to surface pollution. Geol. Surv. Of Denmark. Yearbook 1982: 17-38. Copenhagen.

Vrba J. y Zaporezec A. 1994. Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability, International Association of Hydrogeologists. Vo. 16.

Weaver et al, 1997, Modelo para evaluación de derrames de hidrocarburos, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

Zarate Muñoz Silvia. (2004). "Estudio Experimental y Simulación Matemática del Desplazamiento Microscópico de Antraceno y 1,2- Diclorobenceno en un Medio Poroso Utilizando un Surfactante Gemelo en Solución Acuosa" M.C. Tesis I.P.N. E.S.I.Q.I.E., Sección de Estudios de Posgrado e Investigación. pp. 17,18, 47,48

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

Paginas en Internet visitadas

www.economia.gob.mx www.sma.df.gob.mx www.paot.gob.mx www.epa.gov
www.cepis.org.pe www.edomex.gob.mx www.inegi.gob.mx
<http://tierra.rediris.es/hidrored>
<http://descargas.cervantesvirtual.com>, 21-Marzo-2008
<http://www.walcoagro.com>, 23-Marzo-2008
<http://www.agro.ucr.ac.cr>, 23-Marzo-2008
<http://www.ciaquimica.com.ar/pdf>, 25-Marzo-2008
<http://www.miliarium.com>, 25-Marzo-2008
<http://www.fisicanet.com>, 26- Marzo -2008
<http://www.geocities.com>, 26- Marzo -2008
<http://www.estadodemexico.com.mx/portal/nopaltepec/index.php?id=4>, 08-Junio-2008
<http://www.textoscientificos.com>, 27-Marzo-2008
<http://depa.pquim.unam.mx>, 02-Mayo-2008
<http://www.ffyb.uba.ar>, 02-Mayo-2008
<http://www.monografias.com/trabajos20/remediacion-suelos/>, 10-Abril-2008
<http://www.quimica.unam.mx/IMG/pdf/5benceno.pdf>, 10-Abril-2008
<http://www.quimicatecnica.com.co/documentos/XILENO.pdf>, 10-Abril-2008
<http://www.ine.gob.mx>, 26-Marzo-2008.
http://www.proquimsaec.com/PDF/HojaSeguridad/HS_Nonilfenol.pdf, 10-Abril-2008
<http://cruzadabosquesagua.semarnat.gob.mx/vii.html>, 08-Junio-2008
http://www.teorema.com.mx/articulos.php?id_sec=52&id_art=1562&id, 31-Julio-2008
<http://edafologia.ugr.es/contA/tema10/tipos.htm>, 31-Julio-2008
<http://weblogs.madrimasd.org/universo/archive/2007/12/03.aspx>, 31-Julio-2008
<http://es.wikipedia.org/wiki/Suelo>, 31-Julio-2008
<http://www.monografias.com/trabajos6/elsu/elsu.shtml>, 10-Abril-08
<http://www.fortunecity.es/expertos/profesor/171/suelos.html>, 31-Julio-2008
http://es.wikipedia.org/wiki/Textura_del_suelo, 08-Junio-08
<http://www.uclm.es/users/higuera/MAM/MAM10.htm#TTISBiol>, 31-Julio-2008
<http://www.porquebiotecnologia.com.ar>, 31-Julio-2008
http://www.clu-in.org/download/citizens/solvextract_sp.pdf, 08-Junio-08
<http://www.ordenjuridico.gob.mx>, 31-Julio-2008
<http://politube.upv.es/play.php?vid=1991>, 31-Julio-2008

CAPÍTULO 8. ANEJOS

ANEJO A

Determinación del pH del suelo medido en agua, cloruro de calcio (CaCl_2) y cloruro de potasio (KCl)

Reactivos, material y equipo

- Agua destilada o desionizada.
- Solución de cloruro de calcio a una concentración 0.01M.
- Solución de cloruro de potasio a una concentración 1.0 M.
- Soluciones reguladoras de referencia, pH 4.00, 7.00 y 10.00, las cuales se adquieren preparadas o concentradas para diluirse de acuerdo a la instrucción. Estas soluciones deben estar a temperatura ambiente al momento de calibrar el medidor de pH.
- Potenciómetro o medidor de pH equipado con electrodo de vidrio en combinación con electrodo de referencia.
- Balanza analítica con 0.1 g de sensibilidad.
- Muestra del suelo.
- Vasos de precipitados de 50 mL.
- Pipeta volumétrica de 20 mL.
- Piceta con agua destilada.

Procedimiento con agua des ionizada

Pesar 10 gramos de suelo contaminado en el vaso de precipitados de 250 mL.

Adicionar 20 mL de agua destilada al vaso que contiene el suelo contaminado, con ayuda de una varilla agitar manualmente la mezcla durante 30 minutos.

Dejar reposar durante 15 minutos.

Calibrara el medidor de pH con las soluciones reguladoras. Enjuagar los electrodos con agua destilada.

Agitar nuevamente la suspensión e introducir el electrodo.

Registrar pH al momento en que la lectura se estabilice.

Procedimiento con cloruro de calcio 0.01 M

Pesar 10 gramos de suelo y colocarlo en un vaso de precipitados de 250 mL.

Adicionar 20 mL de la solución de cloruro de calcio 0.01 M en el vaso que contiene el suelo.

Con una varilla de vidrio agitar manualmente la mezcla de suelo-agua, durante 30 minutos. Dejar reposar durante 15 minutos.

Calibrar el medidor de pH con las soluciones reguladoras de pH, enjuagando con agua destilada los electrodos, antes de iniciar lecturas de muestras.

Agitar nuevamente la suspensión e introducir el electrodo en la suspensión. Registrar el pH en el momento en que la lectura se haya estabilizado.

Procedimiento con KCl 1.0 M

Pesar 10 gramos de suelo en el vaso de precipitado de 250 mL.

Adicionar 20 mL de la solución de cloruro de potasio 1.0 M.

Con una varilla de vidrio agitar manualmente la mezcla de suelo-agua durante 30 minutos. Dejar reposar durante 15 minutos.

Calibrar el medidor de pH con las soluciones reguladoras de pH 4.0 y 7.0, enjuagar con agua destilada los electrodos antes de iniciar lecturas de muestras.

Colocar el electrodo en la parte clara y sobrenadante de la suspensión. Registrar la lectura obtenida.

ANEJO B

Determinación de la densidad aparente del suelo

Materiales y equipo

- Terrones de suelo con un diámetro máximo de 2 cm.
- Hilo transparente para no afectar el peso.
- Parafina a punto de fusión (56-60) °C.
- Vaso de precipitados de 500 mL.
- Estufa de secado.
- Balanza analítica.

Procedimiento

Secar dos terrones en la estufa a 105 °C.

Una vez secos los terrones atarlos con el hilo procurando que quede bien sujeto.

Pesar el terrón en la balanza, tomando este peso como (P).

Sumergir el terrón rápidamente en la parafina derretida a 60°C cuidando que quede totalmente cubierto por una capa delgada y uniforme.

Pesar el terrón parafinado (Pa), por último el terrón se pesa inmerso en el agua y se registra como (Va).

Ecuación de la densidad aparente.

Volumen del terrón.

$$V_t = \frac{V_a - (P_a - P)}{\rho_{H_2O}}$$

Donde:

V_t = Volumen del terrón.

V_a = Peso del terrón inmerso en el agua.

P_a = Peso del terrón con parafina.

P = Peso del terrón seco.

ρ_{H_2O} = Densidad del agua con corrección por efecto de la temperatura a 23 °C.

Densidad aparente.

$$D_{ap} = \frac{P}{V_t}$$

Donde:

D_{ap} = Densidad aparente.

P = Peso del terrón seco.

V_t = Volumen del terrón.

ANEJO C

Determinación de densidad real del suelo

Material y equipo

- Plancha eléctrica graduable.
- Matraz aforado de 500 mL.
- Termómetro.
- Balanza.
- Baño maría.

Calibración del matraz

Aforar el matraz con agua desionizada, tomando en cuenta la posición del menisco en la línea de aforo y registrar la temperatura ambiente (T_{amb}).

Pesar y registrar el peso del agua y del matraz a temperatura ambiente.

Quitar 2 mL de agua para que el nivel sea menor a la línea de aforo, calentar en baño maría por 2 minutos o hasta llegar a la línea de aforo nuevamente.

Retirar del baño maría, secar y pesar de nuevo tomando temperatura superior, media e inferior del matraz de aforo.

Repetir pasos 3 y 4 hasta obtener las 3 temperatura constantes, graficar pesos vs temperaturas.

Determinación de densidad real

Después de haber calibrado el matraz aforado de 500 mL, sustraer aproximadamente 200 mL de agua al matraz y almacenarla.

Pesar el matraz con la cantidad de agua restante y registrar como $W_{\text{matraz} + \text{agua}}$.

Con ayuda de un embudo colocar una cierta cantidad de muestra de suelo sin ser un peso exacto.

Pesar el matraz con agua y suelo agregado, registrar como $W_{\text{matraz} + \text{agua} + \text{suelo}}$.

Calentar en baño maría a una temperatura de 40 °C, durante 10 minutos, agitando constantemente.

Adicionar los 200 mL del agua que se le habían retirado al inicio.

Pesar el matraz con el agua agregada registrando como $W_{\text{matraz aforado} + \text{suelo}}$, y tomar temperatura superior, media e inferior en el matraz de aforo.

$$\text{Densidad real} = \frac{W_{\text{suelo}}}{W_{\text{suelo}} + W_{\text{gráfica}} - W_{\text{matraz aforado}} + W_{\text{suelo}}}$$

Anejo D

Determinación del contenido de humedad del suelo

Material y equipo

- Crisoles
- Estufa con circulación forzada de aire y temperatura controlada.
- Balanza analítica con aproximación de 0.01 g.
- Pinzas.
- Desecador.

Procedimiento

Lavar, limpiar perfectamente e identificar los crisoles.

Introducir los crisoles con tapa a la estufa durante 8 horas como mínimo a una temperatura de 105 °C, posteriormente registrar el peso e introducir nuevamente a la estufa hasta peso constante.

Utilizando las pinzas, sacar y colocar los crisoles al desecador hasta enfriar y pesar, registrando como peso de crisol (PC).

Colocar en el crisol 20 gramos de muestra de suelo aproximadamente considerándose suelo húmedo.

Pesar el crisol con el suelo húmedo registrado como (PC+ Psh) e introducirlo a la estufa a una temperatura de 105 °C.

Después de 24 horas sacar el crisol y colocarlo en el desecador hasta que enfríe, pesar el crisol con la muestra seca, y eso será el peso del crisol más el peso del suelo seco (PC + Pss).

Ecuación para determinar el contenido de humedad en un suelo.

$$\% \text{ Humedad} = \frac{(PC+Psh)-(PC+Pss)}{(PC+Pss)-PB} \times 100$$

Donde:

PC = Peso del crisol (g).

Psh = Peso del suelo húmedo (g).

Psh = Peso del crisol más peso del suelo húmedo (g).

Pss = Peso del crisol más peso del suelo seco (g).

Anejo E

Granulometría del suelo

Material

- Juego de mallas (No. 4 a 200).
- Balanza electrónica con capacidad de 1,000 g y aproximación al 0.01 g.

Procedimiento

Secar la muestra, con el objetivo de eliminar la humedad que contenga, de manera que se facilite el proceso de disgregación.

Las mallas se colocan en forma descendente, se vierte una cantidad de suelo previamente pesada. Se realizan movimientos rotacionales y horizontales manualmente durante 15 minutos.

Depositar el material retenido en cada malla en una charola por separado (tarándola sobre la balanza). Pesar el material retenido en cada malla, se registran los pesos.

Se realiza la sumatoria parcial de los pesos netos de los materiales retenidos en cada malla. Se calculan los porcentajes parciales retenidos en cada una de las mallas dividiendo su correspondiente peso entre el peso total y se multiplica por 100 %. Se construye una gráfica semilogarítmica.

Anejo F

Límites de consistencia en el suelo

1. En una malla 40 depositar aproximadamente 200 gramos de muestra de suelo a analizar, obteniendo suelo granulado.
2. Pesar las 6 cápsulas (Wcap) y enumerarlas.
3. En la base de acrílico colocar 50 gramos de muestra granulada humedeciéndola con 5 mL de agua, con las manos comenzar a homogeneizar el suelo hasta convertirlo en una especie de masa.
4. Tomar la muestra (masa) colocándola en la copa de Casagrande distribuyéndola sobre toda la superficie hasta que quede recubierta. Con el ranurador fraccionar la plasta en la copa a la mitad formando dos secciones.
5. Girar el mango de la copa dando golpes hasta que la ranura cierre (aproximadamente 1 golpe por segundo), al juntarse las dos secciones divididas se determina el número de golpes necesarios.
6. Tomar una pequeña muestra de las dos secciones y colocar en la primer capsula.
7. La muestra sobrante en la copa de Casagrande se regresa a la base de acrílico y se le agrega más agua aproximadamente 8 mL volviendo a homogeneizar.
8. Repetir los pasos 6 y 7 hasta completar 4 veces el procedimiento.
9. Para las últimas dos capsulas, se toma la muestra sobrante y se le retira la humedad amasándola entre las manos por 15 minutos aproximadamente, se observará el bajo contenido de humedad pues se comenzará a fracturar al hacer un rollo con la muestra de diámetro similar al alambre de 1/8".
10. Dividir la muestra en dos y colocarlas cada una en las cápsulas restantes.
11. Colocar las 6 cápsulas al horno y dejar libre de humedad.

Calibración del equipo Casa Grande

1. Con un lápiz marca una cruz en el centro de la copa, la posición de este punto queda definida al golpearse la copa con su base (figura 1).
 2. Se verifica que la copa tenga una altura de caída de 1 cm. Para ello se hace pasar el mango del ranurador en la parte inferior de la copa cuando esta se encuentre en su máxima altura. Una vez que se ha logrado esto se sujetan los tornillos (figura 2).
-

3. Debe verificarse el rebote de la copa en su base, para ello es necesario revisar si la base de hule comprimido es efectiva; esto se comprueba al dejar caer un balón de 5/16" de diámetro desde una altura de 10", rebotando cuando menos el 80 % de la altura fijada.

Copa de casagrande

Figura 1. Marcación del punto

Figura 2. Calibración del equipo

Cálculos

$$WW = (WC+SH) - (WC+SS)$$

$$WS = (WC+SS) - (Wcap)$$

$$\% H = \frac{WW}{WS} \times 100$$

Donde:

WW = Peso de agua

SH = Muestra húmeda

WC = Peso capsula

WS = Peso seco

SS = Muestra seca

Anejo G

Determinación de materia orgánica del suelo

Reactivos, material y equipo

- Dicromato de potasio 1.0 N ($K_2Cr_2O_7$).
- Ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4).
- Ácido fosfórico concentrado (H_3PO_4).
- Indicador de difenilamina.
- Sulfato ferroso 1.0 M ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$).
- Matraces Erlenmeyer 500 mL.
- Bureta graduada.
- Pipeta volumétrica.
- Probeta de vidrio de 50 mL.

Procedimiento

Pesar 0.5 gramos de suelo seco y colocarlo en un matraz Erlenmeyer de 500 mL, procesar un blanco por duplicado.

Adicionar exactamente 10 mL de dicromato de potasio 1N procurando que este en contacto con el suelo a tratar.

Agregar cuidadosamente 20 mL de H_2SO_4 concentrado a la suspensión y agitar durante 1 minuto.

Dejar reposar 30 minutos sobre una mesa.

Pasado el tiempo, añadir 200 mL de agua destilada, 5 mL de H_3PO_4 y adicionar 5 gotas de indicador difenilamina.

Titular con la solución de sulfato ferroso gota a gota hasta un punto final de verde claro.

Ecuación para determinar el porcentaje de carbono.

$$\% \text{ C Orgánico} = \left(\frac{B-T}{g} \right) \times N \times 0.39 \times mcf$$

Donde:

B = Volumen de sulfato ferroso gastado para valorar el blanco (mL).

T = Volumen de sulfato ferroso gastado para valorar la muestra (mL).

N = Normalidad exacta del sulfato ferroso.

g = Peso de la muestra empleada (g).

Ecuación para determinar el Factor de corrección de humedad.

$$\text{mcf} = \text{Factor de corrección de humedad} = 1 - \left(\frac{\% \text{Humedad}}{100} \right)$$

Ecuación para determinar el porcentaje de materia orgánica.

$$\% \text{Materia orgánica} = \% \text{C orgánico} \times 1.724$$

Anejo H

Determinación de nitrógeno orgánico del suelo

Reactivos, material y equipo.

- Óxido de magnesio (MgO).
- Solución de ácido bórico.
- Mezcla de indicadores.
- Aleación de Devarda (Al:Zn:Cu 10:9:1).
- Ácido sulfúrico 0.003 N.
- Solución de cloruro de potasio 2.0 N.
- Balanza analítica.
- Matraces de destilación.
- Destilador con arrastre de vapor.
- Probeta de 100 mL.
- Matraces Erlenmeyer de 125 mL.

Procedimiento

Pesar 5 gramos de suelo y colocarlo en un matraz Erlenmeyer de 125 mL.

Agregar 50 mL de solución de KCl 2.0 N y agitar por 1 hora y dejar decantar 5 minutos.

Colocar 10 mL de H_3BO_3 con 2 o 3 gotas de la mezcla de indicadores y conectar en un tubo de salida de refrigerante que este en contacto con el líquido.

Pipetear una alícuota de 20 mL del extracto de suelo y colocar en un matraz de destilación, agregar 0.2 gramos de MgO y 0.2 gramos de aleación de Devarda.

Conectar el equipo de destilación y destilar hasta completar 35 mL.

Titular la muestra y el blanco (se prepara de forma similar a la muestra) con ácido sulfúrico 0.003 N, el punto final el color cambia de verde a un morado.

*Nota. No es necesario utilizar cantidades exactas de MgO o de aleación de Devarda.

Ecuación para la determinación del nitrógeno inorgánico.

$$N \text{ (ppm)} = (M-B) \times N \times 14 \times (V_i/a) \times 1/p \times 1000$$

Donde:

M y B = Son los mililitros de ácido sulfúrico usados en la titulación de muestra y el blanco, respectivamente.

N = La normalidad del ácido.

V_i = Es el volumen del extractante.

a = Volumen de la alícuota

p = El peso de la muestra en gramos.

Anejo I

Determinación de la textura del suelo con hidrómetro

Reactivos y materiales

- Hexametafosfato de sodio.
- Agua destilada.
- Hidrómetro.
- Termómetro.
- Vaso de precipitados de 500 mL.
- Probeta de 500 mL.

Procedimiento

Pesar 25 gramos de suelo, añadir al vaso de precipitado, 100 mL de solución dispersante (agua desionizada con 5 g de hexametafosfato de sodio) y 50 mL de agua destilada y mezclar perfectamente.

Después de 24 horas, verter la solución en una probeta de 500 mL, añadir agua destilada hasta alcanzar la marca de 500 mL.

Tapar la probeta con plástico y mezclar vigorosamente, asegurar que no existan restos del suelo adheridos en la base de la probeta.

Dejar reposar la solución, después de 2 minutos introducir el hidrómetro y dejar flotando en la solución, después de 1.5 minutos tomar lectura.

Sumergir el termómetro en la solución, registrar temperatura. Dejar reposar durante 24 horas, realizar otra medición con hidrómetro y termómetro, después de otras 24 horas.

Datos necesarios para la textura por hidrómetro.

Lectura del hidrómetro pasadas las primeras 24 horas:

- a) Gravedad específica
 - b) Temperatura ambiente
 - c) Gramos de suelo/L limo + arcilla según tabla
 - d) Corrección de temperatura ($0.36 \times (b - 20 \text{ } ^\circ\text{C})$)
 - e) Cantidad corregida de limo y arcilla en suspensión (c + d)
 - f) Gramos de suelo (limo + arcilla) en 500 ml ($\times 0.5$)
 - g) Gramos de arena en la muestra (25 g - f)
 - h) Porcentaje de arena $\left(\frac{g}{25}\right) \times 100$
-

- i) Lectura del hidrómetro pasadas las siguientes 24 horas: 1.014. Lectura de temperatura
- j) Gramos de suelo/L (arcilla) según tabla
- k) Corrección de temperatura ($0.36 \times (j - 20 \text{ }^{\circ}\text{C})$)
- l) Cantidad de arcilla corregida en suspensión ($k + L$)
- m) Gramos de suelo (arcilla) en 500 mL ($m \times 0.5$)
- n) Porcentaje de arcilla $\left(\frac{n}{25}\right) \times 100$
- o) Gramos de limo ($25 - (g + n)$)
- p) Porcentaje de limo $\left(\frac{p}{25}\right) \times 100$

Tabla SU-PA-1: Tabla de Conversión (Gravedad Específica en Gramos de Suelo /l)

Gravedad Específica	Gramos Suelo/l	Gravedad Específica	Gramos Suelo/l	Gravedad Específica	Gramos Suelo/l
1,0024	0,0	1,0136	18,0	1,0247	36,0
1,0027	0,5	1,0139	18,5	1,0250	36,5
1,0030	1,0	1,0142	19,0	1,0253	37,0
1,0033	1,5	1,0145	19,5	1,0257	37,5
1,0036	2,0	1,0148	20,0	1,0260	38,0
1,0040	2,5	1,0151	20,5	1,0263	38,5
1,0043	3,0	1,0154	21,0	1,0266	39,0
1,0046	3,5	1,0157	21,5	1,0269	39,5
1,0049	4,0	1,0160	22,0	1,0272	40,0
1,0052	4,5	1,0164	22,5	1,0275	40,5
1,0055	5,0	1,0167	23,0	1,0278	41,0
1,0058	5,5	1,0170	23,5	1,0281	41,5
1,0061	6,0	1,0173	24,0	1,0284	42,0
1,0064	6,5	1,0176	24,5	1,0288	42,5
1,0067	7,0	1,0179	25,0	1,0291	43,0
1,0071	7,5	1,0182	25,5	1,0294	43,5
1,0074	8,0	1,0185	26,0	1,0297	44,0
1,0077	8,5	1,0188	26,5	1,0300	44,5
1,0080	9,0	1,0191	27,0	1,0303	45,0
1,0083	9,5	1,0195	27,5	1,0306	45,5
1,0086	10,0	1,0198	28,0	1,0309	46,0
1,0089	10,5	1,0201	28,5	1,0312	46,5
1,0092	11,0	1,0204	29,0	1,0315	47,0
1,0095	11,5	1,0207	29,5	1,0319	47,5

Anejo J

Determinación del porcentaje de saturación (PS)

Reactivos, material y equipo.

- Agua destilada.
- Recipientes de aluminio o crisoles para secado.
- Espátula.
- Balanza electrónica.
- Estufa con circulación forzada de aire y temperatura controlada.

Paso 1. Determinar el contenido inicial de humedad (Pw) de la muestra de suelo seco al aire.

Procedimiento

Pesar un crisol vacío con su tapadera registrar como peso (A).

Pesar en el mismo crisol 20 a 25 gramos de suelo seco al aire, cribado por un tamiz de 2 mm, registrar peso del crisol más suelo como peso (B).

Colocar el suelo en un recipiente y su contenido a la estufa y secar durante 24 horas a 105 °C hasta peso constante.

Registrar el peso del recipiente más suelo seco a la estufa como peso (C).

Paso 2. Determinación del factor de humedad (FH) del suelo.

El factor de humedad higroscópica (FH) es la cantidad de suelo seco en estufa (105-110) °C que hay en un gramo de suelo seco al aire. Se utiliza para corregir el peso de muestra de suelo que se utiliza en cada una de las determinaciones en el laboratorio.

Pesar un crisol con tapa y registrar peso como (P1).

Colocar en el crisol aproximadamente 5 gramos de suelo seco al aire y registrar como (P2).

Colocar el crisol y su contenido a la estufa durante 24 horas a 105 °C.

Dejar enfriar en un desecador y pesar, registrar el peso como (P3).

Procedimiento. Preparación de una pasta de saturación parra la cuantificación del porcentaje de saturación.

Pesar un crisol con tapa hermética y registrar su peso como (D).

Colocar aproximadamente 300 gramos de suelo seco al aire y registrar el peso del crisol más suelo como (E).

Agregar agua destilada al suelo mezclando lo mejor posible con ayuda de una espátula, hasta alcanzar el punto aproximado de saturación.

Tapar el recipiente y dejar reposar durante dos horas para permitir que el suelo absorba el agua y agregar más agua destilada hasta obtener una pasta uniformemente saturada.

Al saturarse el suelo la pasta brilla debido a la reflexión de la luz, fluye ligeramente si se inclina el recipiente y se desliza fácilmente de la espátula.

Después de mezclar la muestra dejar reposar toda la noche y posteriormente verificar que la pasta no haya acumulado agua en la superficie o haya endurecido durante el reposo.

En caso de que endurezca, agregar nuevamente agua como fue en el caso de la muestra, o en caso contrario agregar suelo seco al aire, registrando la cantidad de suelo agregado.

Una vez se obtiene el punto de saturación pesar de nuevo el recipiente con su contenido y tapa, registrar el peso obtenido.

Ecuación para determinar el contenido inicial de humedad (Pw).

$$Pw = \frac{B-C}{C-A} \times 100$$

Donde:

A = Peso del recipiente con tapa.

B = Peso del recipiente más suelo seco al aire.

C = Peso del recipiente más suelo seco a la estufa.

Ecuación del Factor de humedad (FH).

$$FH = \frac{P3-P1}{P2-P1} \times 100$$

Donde:

P1 = Peso del recipiente con tapa.

P2 = Peso del recipiente más suelo seco al aire.

P3 = Peso del recipiente más suelo seco a la estufa.

Porcentaje de saturación.

a) Peso del recipiente de plástico con su tapadera (D).

b) Peso del recipiente plástico con su tapadera y la muestra de suelo seco al aire (E).

c) Peso del suelo seco al aire (F).

Ecuación empleada

$$F = E - D$$

d) Peso del suelo seco a la estufa (G).

Ecuación empleada

$$G = F - G$$

e) Contenido inicial de agua en el suelo seco al aire (H).

Ecuación empleada

$$H = G (Pw)$$

f) Peso del recipiente plástico con su tapadera más pasta de saturación (I).

g) Peso de agua agregada al suelo seco al aire para preparar la pasta de saturación (J).

Ecuación empleada

$$J = I - E$$

h) Peso de agua agregada más agua presente desde el inicio (K).

Ecuación empleada

$$K = J + H$$

i) Porcentaje de saturación del suelo (Ps).

Ecuación empleada

$$Ps = \frac{J+H}{G} \times 100$$

Anejo K

Determinación de la conductividad eléctrica en el extracto de saturación con un conductímetro

Reactivos, material y equipo

- Agua destilada o desionizada.
- Potenciómetro o medidor de pH equipado con electrodo de vidrio en combinación con electrodo de referencia.
- Balanza analítica con 0.1 g de sensibilidad.
- Muestra del suelo.
- Vasos de precipitados de 50 mL.
- Pipeta volumétrica de 20 mL.
- Piceta con agua desionizada

Procedimiento

Calibrar el potenciómetro con solución de cloruro de potasio (KCl) a 0.01 N. La conductividad eléctrica de esta solución a 25° C es 1413 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

Lavar y medir el extracto de saturación del suelo y leer la conductividad eléctrica.

Al mismo extracto de suelo se le mide el pH.

Calibrar el medidor de pH con las soluciones reguladoras enjuagando los electrodos con agua destilada.

Medir el pH y registrar el valor obtenido.

Anejo L

Análisis para la clasificación de suelos. Determinación del color

Material y equipo

- Tablas de color Munsell.
- Piceta.
- Tamiz con abertura de 2 mm.

Procedimiento seco

Tomar una muestra de suelo previamente secado al aire y tamizado por una malla de 2 mm.

Recorrer las páginas que considere una mayor similitud entre el color que presenta el suelo y el color de las tarjetas.

Una vez ubicado registrar el valor del matiz que se encuentra en la parte superior derecha de la página, así mismo registrar el valor de luminosidad ubicado en el eje vertical y el valor de la intensidad en el eje x de la página.

Procedimiento húmedo

Para la determinación del suelo en húmedo, se humedece la muestra teniendo cuidado de no exceder el agua, para evitar que brille.

Ecuaciones para la determinación del color.

Determinación en seco.

$$10 \text{ YR (MATIZ)} \frac{5 \text{ (LUMINOSIDAD)}}{4 \text{ (PUREZA)}}$$

Determinación en húmedo.

$$10 \text{ YR (MATIZ)} \frac{3 \text{ (LUMINOSIDAD)}}{6 \text{ (PUREZA)}}$$

Anejo M

Determinación de nitrógeno total en el suelo

Reactivos, material y equipo

- Ácido sulfúrico concentrado.
- Solución de ácido bórico con indicadores de verde de bromocresol y rojo de metilo.
- Mezcla de catalizadores - K_2SO_4 .
- Hidróxido de sodio 10 N.
- Ácido sulfúrico 0.01 N.
- Balanza analítica.
- Matraces micro Kjeldahl.
- Aparato de digestión micro Kjeldahl.
- Matraces Erlenmeyer de 125 mL.

Procedimiento

Colocar 1 gramo de una muestra de suelo previamente tamizada en un matraz micro Kjeldahl seco.

Adicionar 1.1 gramos de mezcla de catalizadores K_2SO_4 , 3 mL de ácido sulfúrico concentrado, calentar en la unidad digestora a temperatura media alta hasta que el digestado se torne claro.

Una vez completada esta fase, dejar enfriar el matraz y se agrega suficiente agua (15 a 20 mL son generalmente suficientes), dejar decantar las partículas de sílice evitando la precipitación de cristales de sulfato de amonio.

Colocar en el tubo de salida del aparato de digestión un matraz Erlenmeyer conteniendo 10 mL de la solución H_3BO_3 + indicadores.

Adicionar cuidadosamente 10 mL de NaOH 10 N, conectar e iniciar la destilación.

Determinar el nitrógeno amoniacal presente en el destilado titulando con el ácido sulfúrico (H_2SO_4) 0.01 N. El cambio de color de la mezcla de indicadores en el punto final de titulación es de verde a rosado fuerte.

Se preparan blancos siguiendo exactamente el mismo procedimiento que en las muestras de suelo.

Ecuación empleada para determinar el nitrógeno total.

$$\% \text{ N total} = (V_m - V_b) \times N \times \frac{14}{p} \times 10$$

Donde:

V_m = Volumen de ácido sulfúrico empleado en titular la muestra.

V_b = Volumen de ácido sulfúrico empleado en titular el blanco.

N = Normalidad exacta del ácido sulfúrico.

14 = Peso equivalente del nitrógeno.

10 = Factor de conversión de porcentaje.

P = Peso de la muestra de suelo en g.

Anejo N

Determinación de los carbonatos de calcio equivalentes por el método de neutralización ácida y por el procedimiento de Horton y Newson

Reactivos, material y equipo.

- Ácido clorhídrico 0.2 M.
- Solución de hidróxido de sodio 0.1 M.
- Ácido clorhídrico 0.1 M (para valorar la solución de hidróxido de sodio).
- Solución indicador fenolftaleína 0.1 %.
- Ácido clorhídrico concentrado.
- Sulfato ferroso al 5 %.
- Mezcla de ácido clorhídrico-sulfato ferroso 1:1.
- Carbonato de calcio anhidro (puro).
- Bureta.
- Recipiente de plástico de 250 mL con tapa.
- Agitador mecánico.
- Matraz Erlenmeyer.
- Tapones.
- Tubo de vidrio.

Procedimiento por el método de neutralización ácida

Pesar 5 gramos de suelo fino y colocarlo en los recipientes. Incluir dos blancos y una muestra con 500 mg de CaCO_3 puro.

Agregar 100 mL de HCl 0.2 M y agitar. Cerrar con la tapa y agitar durante una hora. Dejar reposar toda la noche.

Al siguiente día agitar durante 2 horas en el agitador magnético.

Permitir que la suspensión se precipite, pipetear 10 mL de la solución sobrenadante, dentro de un matraz Erlenmeyer y agregar 25 mL de agua.

Agregar de 3 a 5 gotas de indicador fenolftaleína y titular con NaOH 0.1 M.

Procedimiento por el método Horton y Newson

Pesar 0.5 gramos de carbonato de calcio (CaCO_3) puro en una balanza analítica y colocarlo en un matraz Erlenmeyer.

Aforar el matraz con agua destilada y conectar el sistema evitando las fugas de aire.

Injectar 10 mL de HCl 1:1 con FeSO_4 al 5 %, se desplazará un volumen de agua en el matraz lleno de esta, medir este volumen desplazado.

Repetir el mismo procedimiento para una muestra de suelo de 2 gramos.

Ecuación empleada para la determinación de los carbonatos de calcio equivalente por el método de neutralización ácida.

$$\% \text{CaCO}_3 \text{ equivalente} = M \times \frac{A-B}{s} \times 50 \times \text{mcf}$$

Donde:

M = Molaridad de la solución de NaOH .

A = mL de NaOH usados para el blanco.

B = mL de NaOH usados para la muestra.

s = Peso de la muestra seca al aire en gramos.

50 = $0.00050 \times 10 \times 100 \%$ (50 = peso equivalente del CaCO_3).

$$\text{mcf} = \text{Factor de corrección de humedad} = 1 - \left(\frac{\% \text{Humedad}}{100} \right)$$

Ecuación empleada para la determinación de los carbonatos de calcio equivalente por procedimiento de Horton y Newson.

$$\% \text{CCE} = \frac{V_m}{V_{ca}} \times 100$$

Donde:

CCE = Carbonato de calcio equivalente.

V_m = Volumen desplazado de agua (mL) por un g de suelo.

V_{ca} = Volumen desplazado de agua (mL) por un g de CaCO_3 puro.

Anejo Ñ

Determinación de la acidez extraíble

Reactivos y materiales

- Solución amortiguadora de cloruro de bario 0.25 M - trietanolamina 0.2 M.
- Ácido clorhídrico 0.1 M.
- Verde de bromocresol al 0.1 %.
- Mezcla indicadora rojo de metilo- azul de metileno.
- Bureta.
- Agitador mecánico.
- Matraz Erlenmeyer de 125 mL.
- Probeta.
- Agitador mecánico.
- Balanza analítica.

Procedimiento

Pesar 2.5 gramos de suelo en un matraz Erlenmeyer, incluir dos blancos.

Añadir 25 mL de solución amortiguadora y agitar durante toda la noche en el agitador magnético, dejar reposar por 1 hora.

Transferir una alícuota de 10 mL a un matraz Erlenmeyer de 125 mL y agregar 20 mL de agua destilada. Añadir una gota de verde de bromocresol y 5 gotas de mezcla indicadora.

Titular con HCl 0.1 M hasta que vire a un color purpura (titular primero el blanco para establecer el cambio de color).

Ecuación empleada para la determinación de la acidez extraíble.

$$\text{Acidez extraíble} = \frac{(a-b) \times 0.1 \times 100 \times \text{mcf}}{s} \times \frac{25}{10} = \frac{(a-b) \times 25 \times \text{mcf}}{s}$$

Donde:

a = mL de HCl gastados por el blanco

b = mL de HCl gastados por la muestra

mcf = Factor de corrección de humedad $1 - \left(\frac{\% \text{Humedad}}{100} \right)$

s = Peso de la muestra en gramos

Anejo O

Determinación de la acidez y el aluminio intercambiable

Reactivos material y equipo

- Cloruro de potasio 1 M.
- Hidróxido de sodio 0.1 M.
- Ácido clorhídrico 0.1 M.
- Fenolftaleína al 0.5 %.
- Solución de fluoruro de potasio 1 M.
- Matraz Erlenmeyer.
- Agitador magnético.
- Probeta, bureta.
- Balanza analítica.
- Vaso de precipitados de 100 mL.

Procedimiento

Pesar 5 gramos de suelo en un matraz Erlenmeyer.

Adicionar 50 mL de la solución de KCl 1 M, tapar el matraz y agitarlo durante 30 minutos.

Abrir el recipiente y dejar decantar por 15 minutos, filtrar el sobrenadante con papel filtro recibiendo el precipitado en un vaso de precipitado.

Colocar una alícuota de 40 mL en un matraz Erlenmeyer de 125 mL, agregar 5 gotas de fenolftaleína al 0.5 % y titular con hidróxido de sodio 0.1 M, valorar hasta punto final de rosa permanente.

Titular un blanco (igual volumen que muestra, de cloruro de potasio 1 M) de la misma forma.

Registrar el gasto de NaOH anterior, agregar 2 mL de fluoruro de potasio 1 M a la misma solución problema y titular con HCl 0.1 M valorado hasta la desaparición del color rosa.

Esperar 30 minutos y agregar HCl 0.1 M valorado adicional, hasta un punto final claro.

Ecuación empleada para la determinación de acidez y aluminio intercambiables.

$$\text{Acidez intercambiable } \frac{\text{C mol}}{\text{Kg}} = \frac{(a-b)}{s} \times (M \times 100)$$

Donde:

a = mL de NaOH gastados en la muestra.

b = mL de NaOH gastados en el blanco.

M = Molaridad de la solución de NaOH.

s = Peso de la muestra en gramos.

Anejo P

Concentración de los hidrocarburos totales de petróleo (HTPs)

Reactivos, material y equipo utilizados

- Hexano C_6H_{12} HPLC
- Cartuchos de celulosa
- Espátula
- Balanza analítica y estufa
- Matraz de bola de 250 mL
- Equipo de extracción Soxhlet
- Rotavapor
- Sulfato de sodio anhidro (Na_2SO_4)

Procedimiento

Colocar 10 g de suelo seco y finamente molido en un cartucho de celulosa. Adicionar 10 gramos de sulfato de sodio anhidro en una relación suelo: sulfato 1:1 y mezclar.

Colocar cada cartucho dentro de la cámara del equipo Soxhlet.

Mantener el matraz bola a peso constante, adicionar 30 mL de hexano y 60 mL en la cámara del equipo Soxhlet.

Instalar el equipo Soxhlet e iniciar calentamiento hasta alcanzar el punto de ebullición del hexano.

Mantener el reflujo en estas condiciones durante 4 horas.

Después de las 4 horas, el extracto orgánico contendrá todos los hidrocarburos solubles en hexano. Pasar el matraz bola a un rotoevaporador y concentrar el extracto orgánico a sequedad.

Recuperar el concentrado, por diferencia de pesos entre el peso de muestra y el factor de corrección de humedad, se obtiene la cantidad de hidrocarburos totales del petróleo (HTPs).

Cálculos:

Para el factor de corrección de humedad.

$$PW = \frac{B-C}{C-A} \times 100 \quad ; \quad PH = 1 - \left(\frac{PW}{100} \right)$$

Donde:

A = Crisol a peso constante.

B = Peso de crisol más muestra de suelo.

C = Peso del crisol salido de la estufa.

Para la determinación de la concentración de los Hidrocarburos totales del petróleo.

$$HTPs = \frac{P_{diesel} \times 1000}{P_{muestra} \times mcf}$$

Peso diésel = (Peso matraz al final de la destilación - Peso matraz a peso constante) en miligramos.

Pmuestra = Muestra de suelo introducida al cartucho de extracción en gramos.

mcf = Factor de corrección de humedad (PH).

Anejo Q

Determinación de la tensión superficial de la solución del surfactante

Se realizaron determinaciones de la tensión superficial del agua destilada y de las soluciones a diferente concentración, para lo cual se aplicó el método de anillo; empleando un Tensiómetro manual Marca CSC Tipo du Nouy marca Fisher (ASTM D1590-60 “método estándar para la medición de la tensión superficial del agua”, ASTM D1331-56 “métodos estándares para la tensión superficial e interfacial de soluciones de agentes de superficies-activa” y ASTM D971-50 “tensión superficial de aceite en agua por el método del anillo inciso de cálculo de la tensión interfacial).

El tensiómetro de Du Nouy se muestra en la figura 3. Consiste en una balanza de torsión sensible (las cuales se emplean para medir fuerzas a partir de un alambre con torsión, la cual es directamente proporcional al ángulo de giro del alambre de torsión) provisto de un mecanismo para incrementar lentamente la fuerza aplicada a un anillo de platino e indio el cual está en contacto con la superficie de la muestra.

Tensiómetro de Du Nouy

El aparato está provisto de un limbo con vernier, para obtener la lectura en dinas/cm. También incluye una mesa desplazable cuyo objetivo es mantener el anillo en forma paralela a la superficie del líquido de prueba durante la determinación.

Las soluciones del surfactante fueron medidas en el equilibrio a partir de las 24 horas de preparación. Se efectuaron un mínimo de cinco determinaciones hasta observarse la constancia de la tensión superficial y se obtuvo un promedio.

Las soluciones del surfactante fueron medidas en el equilibrio a partir de las 24 horas de preparación. Se efectuaron un mínimo de cinco determinaciones hasta observarse la constancia de la tensión superficial y se obtuvo el promedio.