



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**EFFECTO DE LAS AGUAS NEGRAS SOBRE LOS SUELOS
DE CULTIVO DEL EJIDO CHAPULTEPEC, BAJA CALIFORNIA.**

**TESIS PROFESIONAL QUE COMO REQUISITO
PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE**

B I O L O G O

P R E S E N T A

PATRICIA CHAGOYA LOLI

ENSENADA, B. C.

DICIEMBRE 1986.

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA
ESCUELA DE CIENCIAS BIOLOGICAS

EFFECTO DE LAS AGUAS NEGRAS SOBRE LOS SUELOS DE CULTIVO
DEL EJIDO CHAPULTEPEC, BAJA CALIFORNIA.

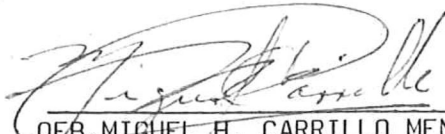
T E S I S P R O F E S I O N A L

QUE PRESENTA :


PATRICIA CHAGOYA LOLI

APROBADO POR:


OC. EVARISTA ARELLANO GARCIA
Presidente del Jurado


QFB. MIGUEL H. CARRILLO MENDIVIL
Secretario


QUIM. JOSE LUIS CASTANEDA JIMENEZ
1er VOCAL


ING. PEDRO OLVERA TORRES
2do. VOCAL


BIOL. OSCAR ORTEGA REYES
3er VOCAL

Dedico este trabajo a mis padres,

David Chagoya Medero y
Ma. del Carmen L. de Chagoya

A mis hermanos,

Margarita y José Luis,
David y Lina

A Luisito, por ser un
sobrino encantador.

AGRADECIMIENTOS

Expreso un sincero reconocimiento a la labor de maestro y asesor de Tesis al Q.F.B. Miguel H. Carrillo Mendivil, quien tan atinadamente me dirigió durante el desarrollo del presente trabajo y así mismo, le expreso mi agradecimiento por la ayuda incondicional que me brindo.

Agradezco las consideradas opiniones de la Oc. Evarista Arellano García, Quim. José Luis Castañeda Jiménez, Ing. Pedro Olvera Torres y Biol. Oscar Ortega Reyes, quienes forman parte de mi Comité de Tesis.

Le doy las gracias a mis compañeros de trabajo, quienes de un modo u otro, contribuyeron en la realización de ésta investigación.

EFFECTO DE LAS AGUAS NEGRAS SOBRE LOS SUELOS
DE CULTIVO DEL EJIDO CHAPULTEPEC, BAJA CALIFORNIA.

I N D I C E

	PAG.
I INTRODUCCION	1
2 ANTECEDENTES	3
3 OBJETIVOS	10
4 AREA DE ESTUDIO	11
4.1 CONDICIONES NATURALES	11
4.1.1 Localización geográfica	11
4.1.2 Topografía	11
4.1.3 Geología	13
4.1.4 Hidrología Superficial y Subterránea	14
4.1.5 Suelos	15
4.1.6 Uso Actual del Suelo	16
4.1.7 Clima	17
4.1.8 Vegetación	18
4.2 DEMOGRAFIA DE LA CIUDAD DE ENSENADA	18
4.2.1 Población Actual	18
4.2.2 Proyección de la Población	19
4.3 CALIDAD Y DISPONIBILIDAD DE AGUAS NEGRAS	21
4.3.1 Tratamiento	21
4.3.2 Uso Actual de Aguas Negras	21
4.3.3 Disponibilidad de Aguas Negras (1986)	22
4.3.4 Disponibilidad futura de Aguas Negras (2000)	23
5 METODOLOGIA	27
5.1 TRABAJO DE CAMPO	27
5.2 TRABAJO DE LABORATORIO	31
5.2.1 Análisis de Aguas	32
5.2.2 Análisis de Suelos	35

	PAG.
6 RESULTADOS	37
6.1 AGUAS DE RIEGO	
6.1.1 Contrastación Aguas Negras y Aguas Blancas	37
6.1.2 Parámetros exclusivos Aguas Negras	42
6.1.3 Aspectos bacteriológicos de Aguas de Riego	44
6.2 SUELOS DE CULTIVO	48
7 DISCUSION	64
8 CONCLUSIONES	106
9 RECOMENDACIONES	109
10 LITERATURA CITADA	110
11 APENDICES	121

RESUMEN

Desde 1966, las aguas negras producidas por la ciudad de Ensenada han sido pretratadas y evacuadas en su mayor volumen a la Bahía de Todos Santos y solo parcialmente utilizadas con fines de riego agrícola en 100.0 ha del ejido Chapultepec. Con el fin de conocer el efecto producido en suelos irrigados, durante los meses de abril, mayo y junio de 1986 se realizaron al azar muestreos de suelos, aguas negras y aguas blancas; se determina la calidad bacteriológica del suelo y se establecen sus variaciones fisicoquímicas en comparación con suelos irrigados con aguas blancas.

Las aguas de riego quedan clasificadas como aguas duras, alcalinas y altas en su contenido de sales y sodio. Bacteriológicamente las aguas negras son inadecuadas para irrigación con riesgos a la salud implícitos con su reuso, encontrándose densidades promedio de 2.6×10^8 , 3.2×10^7 , 3.2×10^7 y 1.4×10^5 para bacterias aeróbicas, coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales, respectivamente.

Las muestras de suelo de cultivo fueron clasificadas como salinas y con tendencia a la sodicidad. Los suelos irrigados con aguas negras indicaron ser medianamente ricos en materia orgánica y nitrógeno y altos en fósforo y potasio, mientras que los suelos regados con aguas blancas fueron medianamente ricos en materia orgánica, altos en nitrógeno, fósforo y potasio. En muestras superficiales de suelo (0-10 cm) donde fueron utilizadas aguas negras se determinaron bacterias aeróbicas totales, coliformes totales y fecales y estreptococos fecales en densidades máximas promedio de 3.7×10^7 , 2.4×10^3 , 1.2×10^3 y 6.0×10^2 , respectivamente. En suelos irrigados con aguas blancas las densidades máximas promedio fueron de 1.2×10^7 , 2.6×10^2 , 1.2×10^2 y 3.8×10^1 para bacterias aeróbicas, coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales, respectivamente.

Se detectó la completa remoción de coliformes totales y coliformes fecales a profundidades mayores de 60 cm del perfil de los suelos de textura migajón arcilloso del ejido Chapultepec, no encontrándose evidencia de contaminación bacteriológica en aguas subterráneas.

I INTRODUCCION

El hombre y su medio ambiente debe ser protegido de la contaminación causada por sus desechos y subproductos (Hossner, Chun-Wei Kao, Weaver y Waggoner,1978), consecuencia inevitable del desarrollo urbano-industrial agrícola de nuestra sociedad (Nishikawa,1968). La disposición de los desechos líquidos humanos ha sido uno de los más graves y persistentes problemas desde el inicio de la civilización (Hossner et al.,1978).

Recientemente la práctica de eliminación de las aguas negras a través del perfil del suelo ha recibido un interés creciente como una técnica moderna de tratamiento avanzado para aguas residuales (Hossner et al., 1978), cuya calidad obtenida permite su reuso en diversas actividades como la acuacultura y la agricultura (Environmental Protection Agency,1981); sobre todo en regiones donde es patente la escasez de este recurso hídrico dado que conforma una grave limitante al desarrollo socioeconómico (Arita,1975).

La ciudad de Ensenada, B. Cfa., por su clima árido y la necesidad de aprovechar todo caudal disponible, ha utilizado parcialmente con fines de riego las aguas negras crudas desde 1964 (Reyes,1970). Esta forma de irrigación modifica física, química y biológicamente las propiedades del suelo (Phung,Barker,Ross y Bauer,1978). Tales efectos suelen ser positivos (Ellis y Adamas,1961; Tisdale y Nelson,1966; Hortenstine y Rothwell,

1969; Volk y Ullery,1972; Bengtson y Cornette,1973; Dobson y Wilson, 1973; Duggan,1973; Mays, Terman y Duggan,1973; Epstein, Taylor y Chaney, 1976) ó bien negativos (Tisdale y Nelson,1966; Hunt, Hortenstine y Smart, 1973; King, Rudgers y Webber,1974; Parr,1974; Halverson,1975; Epstein et al.,1976; Hunt, Glide y Francingues,1976) al integrarse los contaminantes a los diversos eslabones de la red trófica (Steigerwald y Springer,1953; Hortenstine y Rothwell,1969; King et al.,1974; Cottrell,1975) hasta llegar al hombre.

Según el reporte de Engelberg, Suiza (The World Bank y World Health Organization,1985), las aguas residuales usadas en la agricultura y acuicultura llegará a ser el medio disponible cada vez más común e importante para la producción de alimentos en muchas partes del mundo sobre las próximas dos décadas.

Por lo anterior y debido a la importancia que reviste el incremento futuro de las aguas negras, se llevó a cabo la presente investigación que tiene como objetivo principal el determinar en base a los parámetros analizados, los efectos que los volúmenes de aguas negras generados por la ciudad de Ensenada originan en la zona delejado Chapultepec, según comparaciones realizadas entre dos áreas similares pero donde se utiliza diferente tipo de agua de riego. Se muestrearon suelos de ambas áreas , aguas negras y aguas blancas, analizándose parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos, cuyos resultados conforman un capítulo en este reporte.

2 ANTECEDENTES

Las aguas residuales urbanas ó aguas negras (Arita,1975) han sido utilizadas con fines de riego agrícola en Europa, particularmente en Alemania desde el siglo XVI, en Estados Unidos tal práctica fue iniciada a fines del siglo XIX en los Estados de Illinois, Wyoming, California, Texas, Utah y New Yersey (Pound y Crites,1973).

En México, los efluentes de aguas negras se han utilizado desde 1901 (Pound y Crites,1973; Mascareño y Guajardo,1977), regándose actualmente alrededor de 38,512 ha. (Secretaría de Recursos Hidráulicos,1973) del Distrito de Riego 03 en el estado de Hidalgo. Los beneficios del uso de las aguas negras han repercutido en altas producciones, consecuencia del alto contenido de materia orgánica y elementos nutritivos que dichas aguas depositan en los suelos de cultivo; sin embargo, la industrialización de la ciudad de México ha venido degradando la calidad de las aguas negras a causa de la adición de un gran número de elementos tóxicos, tales como sales solubles (cloruros, sulfatos, sodio, etc.) (Mascareño y Guajardo,1977), detergentes (Juárez,1971), boro (Janetti,1971), metales pesados (Berrow y Weber,1972; Cheshlom,1972; Secretaría de Salubridad y Asistencia,1973) y otros compuestos dañinos que alteran las propiedades de los suelos volviéndolos improductivos.

En el estado de Baja California y parte de Sonora se han implementado una serie de programas tendientes al aprovechamiento de las aguas negras con fines de riego, para el caso específico de la ciudad de Ensenada, estos caudales semitratados han sido utilizados parcialmente en suelos agrícolas de los ejidos Chapultepec (100 ha) desde 1966-1986 y en Maneadero de 1970-1978. Los resultados obtenidos han sido aceptables productivamente (Arredondo y Orozco,1984), sin embargo, es evidente el desconocimiento de la cantidad de contaminantes fisicoquímicos y biológicos agregados al suelo de cultivo, así como las modificaciones que se han suscitado en los mismos y las implicaciones ecológicas que tal práctica lleva consigo.

Durante 1984, en la ciudad de Mexicali, B.C. se inició una investigación tendiente a determinar los cambios en las propiedades físicas y químicas de los suelos (Rodríguez,1985), utilizando como agua de riego aguas negras tratadas en las lagunas de oxidación; los resultados mostraron rendimientos mayores en un 12% que donde fue utilizada agua normal de riego. Se comprobó también que disminuyó la materia orgánica, nitrógeno total y aumentó el contenido de fósforo en el suelo; tanto la salinidad como el porcentaje de sodio intercambiable disminuyeron ligeramente y no se detectó evidencia de contaminación bacteriológica.

Sin embargo, los cambios en las propiedades físicas del suelo, derivados del riego con aguas negras están en función de su tratamiento pre-

vio (EPA,1981) y generalmente resultan en una mayor capacidad de retención de humedad (U.S. House of Representatives,1976), proveen estructura al suelo, capacidad de acción del agua y friabilidad motivadas por la adición de materia orgánica (Hortenstine y Rothwell,1969; Mays et al., 1973; Rodríguez,1985); además se suele incrementar la aeración en suelos pesados y facilitar los trabajos preagrícolas (Duggan,1973). No obstante lo anterior, la adición excesiva de materia orgánica puede decrecer la conductividad hidráulica del suelo al originar el taponeamiento de los poros del suelo por la descomposición microbiológica y la biomasa (Eps - tein,1975); por otro lado, las altas concentraciones de sodio contenido en las aguas negras (Hunt et al.,1976) deterioran la estructura del suelo causando abultamiento que se traduce en reducción de la permeabilidad (Tisdale y Nelson,1966; SSA,1973; Parr,1974).

Los efectos en las propiedades químicas del suelo ocurren cuando las aguas negras son aplicadas al suelo de cultivo y existen incrementos en la materia orgánica contenida en el suelo, pH, potasio, calcio, magnesio y los niveles de zinc (Mays et al.,1973). También aumenta el contenido de fósforo extractable, potasio, calcio, magnesio, sales solubles y capacidad de intercambio iónico (Hortenstine y Rothwell,1969).

Al ser agregado al suelo un material altamente carbonoso como desechos líquidos municipales (U.S. House of Representatives,1976) es incorporado a éste nitrógeno inorgánico (primeramente como amonio y nitrato),

tal compuesto es inmovilizado por los microorganismos del suelo debido al aumento en la actividad microbiológica y a la incorporación de nitrógeno a las células microbiológicas (Tisdale y Nelson,1966). La adición de nitrógeno fertilizador es generalmente necesario para acelerar la descomposición y eliminar las deficiencias de nitrógeno en los cultivos (Mays et al.,1973).

La descomposición de los componentes orgánicos e inorgánicos contenidos en las aguas negras ocurren gracias a las grandes poblaciones de microorganismos del suelo (Tisdale y Nelson,1966; King et al.,1974; Halverson,1975), sin embargo, el tiempo requerido para ésta descomposición dependerá de la cantidad de materia orgánica agregada, tipo de nitrógeno suministrado, temperatura, niveles de humedad del suelo y la resistencia del contaminante a la degradación microbiológica (Tisdale y Nelson,1966; King et al.,1974). Las aguas conteniendo niveles altos de ciertos constituyentes tóxicos pueden destruir los microorganismos del suelo ó inhibir su actividad (Parr,1974), con los consecuentes resultados en la calidad del suelo.

Otro aspecto, quizá el que más interesa cuando se utilizan aguas residuales con fines de riego, es el que se refiere al ámbito microbiológico, específicamente a su población microbiana patógena, dados los riesgos a la salud pública en que se incurre ya que ésta se conforma de una gran variedad de especies de bacterias, protozoarios, virus y helmintos

(Pelczar, Reid y Chan,1982) de alta y comprobada patogeneidad.

Entre las bacterias se encuentran especies de Salmonella, Shigella, Escherichia, Mycobacterium y Vibrio (APHA,1975). Las especies de Salmonella producen fiebre entérica y gastroenteritis aguda, enfermedades generalmente asociadas con la ingestión de agua potable que ha sido contaminada con aguas residuales, ó por el consumo de vegetales crudos cultivados en suelos que han sido irrigados con aguas residuales (Bryan , 1974).

De las especies de Shigella conocidas, solo una es patógena para la ingestión de bebidas y alimentos contaminados con materias fecales (Davis, Dulbecco, Eisen y Ginsberg,1980). Tradicionalmente se ha considerado a Escherichia coli como parte de la flora normal del intestino humano y de animales de sangre caliente (Noy y Feinmesser,1967; APHA,1975); sin embargo, en años recientes, se han aislado numerosas cepas de E.coli con propiedades patogénicas (enteropatógenas) que producen diarreas y disenterías (Davis et al.,1980).

El agente causal de la tuberculosis (Mycobacterium tuberculosis), puede adquirirse por contagio directo de un enfermo, ó a través de algunos vegetales contaminados ó alimentos producidos por medio de animales infectados, tal es el caso de la leche sin pasteurizar que proviene de vacas tuberculosas que han adquirido la enfermedad por la ingestión de

forrajes y aguas contaminadas con desechos fecales (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos,1985).

Aunque se considera que es mínima la transmisión del agente etiológico del cólera (Vibrio cholerae) a través de la aplicación de las aguas residuales a los suelos, durante 1970 en Israel, se detectaron brotes de esta enfermedad que fueron atribuídos sin duda a la práctica de riego de cultivos con aguas residuales sin tratar (Noy y Feinmesser,1967).

La aplicación a los suelos de aguas residuales deficientemente tratadas, incrementa la cifra de patógenos en el mismo (Seoanez,1978) y son más comunes a contaminar los cultivos si el suelo es conservado húmedo por su intermitente aplicación (Bryan,1974).

La contaminación de un cultivo dependerá del tiempo de sobrevivencia del patógeno en los diferentes medios en que se deposite (Bryan,1974), estudios adicionales han sido realizados que sugieren que la enfermedad que producen las bacterias decrece exponencialmente fuera del huésped normal, pero esta disminución está relacionada a la adversidad del medio ambiente (Mack, Mallman, Brown y Krueger,1958). Sin embargo, es posible la adaptación al medio exterior y el riesgo potencial es dependiente del nivel de contaminación (número suficiente de bacterias patógenas para transmitir enfermedades) (McFeters, Bissonette, Jezeske, Thomson y Stuart, 1974; Geldreich y Kenner,1969), el tipo específico de bacterias y de las

condiciones en el suelo y agua (Mack et al.,1958).

No obstante la importancia de los organismos anteriormente mencionados, no se recomiendan análisis rutinarios para microorganismos patógenos en la actualidad, ya que desafortunadamente las técnicas de aislamiento envuelven procedimientos relativamente complicados que exceden la capacidad de los pocos laboratorios de agua existentes (APHA,1975).

Ante la imposibilidad del análisis rutinario de aguas para patógenos, se crearon los procedimientos usados para realizar análisis microbiológicos a fin de determinar la calidad sanitaria del agua y disponibilidad para uso general (APHA,1975). La experiencia ha establecido la significancia de la densidad del grupo coliforme como criterio de el grado de contaminación y además de la calidad sanitaria de la muestra bajo análisis (APHA,1975; SARH ,1985). Por esta razón, en la presente investigación se determinaron coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales con el objeto de indicar el grado de contaminación del agua y suelo con desechos humanos ó animales, actualmente se consideran las mejores técnicas disponibles (APHA,1975), sin embargo, sus limitaciones deben ser entendidas perfectamente.

3 OBJETIVOS

Cuantificar en suelos de cultivo del ejido Chapultepec, aguas negras y aguas blancas la presencia de sales solubles (Na^+ , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Cl^- , SO_4^- , CO_3^- y HCO_3^-) y aspectos bacteriológicos (coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales).

Comparar los niveles de los contaminantes en aguas de riego y suelos de cultivo con los límites máximos permisibles para su uso.

Contrastar los efectos del uso de las aguas negras en las propiedades fisicoquímicas y bacteriológicas del suelo de cultivo del ejido Chapultepec.

Investigar la presencia de indicadores de contaminación bacteriológica a diferentes profundidades del perfil del suelo de cultivo.

Determinar si hay evidencia de indicadores de contaminación bacteriológica en aguas subterráneas.

4 AREA DE ESTUDIO

4.1 CONDICIONES NATURALES

4.1.1 Localización geográfica

El ejido Chapultepec se localiza en el municipio de Ensenada, estado de Baja California, entre los paralelos $31^{\circ}48'30''$ y $31^{\circ}44'20''$ de latitud norte y los meridianos $116^{\circ}31'00''$ y $116^{\circ}32'00''$ de longitud oeste del meridiano de Greenwich (Fig. 1)(CETENAL,1977). Limita al norte con la Colonia Adolfo Ruiz Cortinez, al sur con el ejido Nacionalista de Sánchez Taboada (Maneadero), al oeste con la Bahía de Todos Santos y al este con terrenos nacionales.

4.1.2 Topografía

El ejido Chapultepec presenta pendientes orientadas de este a oeste del orden del 1 al 3% y presentándose en algunos casos pendientes hacia el norte del 2 al 1% (Gómez, 1984).

Existe en este ejido una falla normal (hundimiento vertical)(CETENAL, 1976) localizada al sur del poblado del mismo nombre que permite que éstos terrenos estén de 30 a 40 m por encima del ejido Maneadero, siendo ésta el límite natural que divide a ambos ejidos.

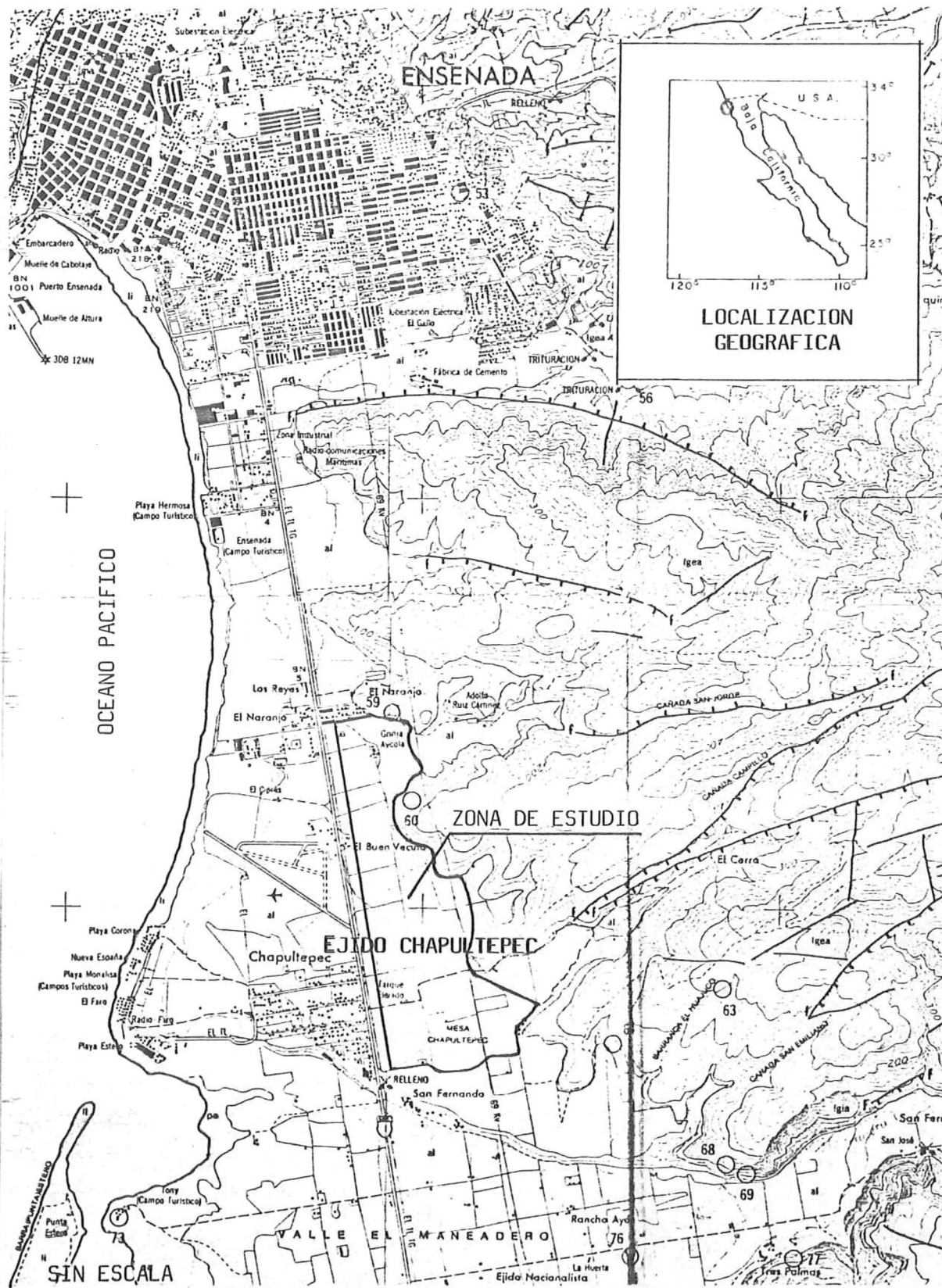


FIG.1 LOCALIZACION DEL AREA DE ESTUDIO

4.1.3 Geología

El ejido Chapultepec se encuentra dentro de la cuenca hidrológica del arroyo San Carlos (SARH,1979) y está representada por dos expresiones morfológicas principales, una constituida por las altas prominencias topográficas de la ladera occidental de la Sierra Juárez y la otra es una escarpada pared que constituye un cierre hidrográfico al sur. La ladera está formada por rocas volcánicas, intrusivas y metamórficas, en tanto que la pared sur la forman rocas sedimentarias (Márquez,1984).

Tanto la ladera occidental como el frente abrupto sur son el resultado de intensos movimientos tectónicos, producidos por la acción de fallas transversales al área peninsular, de entre las que destaca la falla de Agua Blanca. Al inicio del pleistoceno se inició la emersión de la península, elevándose como una sola unidad las tierras altas del oriente y la terraza marina que representa el segundo rasgo geomorfológico principal de la cuenca. Debido a la reciente emersión, aún existen en las partes altas de los cañones remanentes de sedimentos marinos y depósitos de evaporitas que marcan antiguos niveles de transgresiones y regresiones marinas (Abbott y Gastil,1979).

De las rocas existentes en el área de estudio, las que tienen interés geohidrológico por almacenar agua de lluvia y propiciar su contaminación con sales, son los materiales cuaternarios aluviales, fluviales y lacustres, entre los que predominan los primeros, los cuáles están constituidos por arenas, arcillas, limos y gravas (Márquez, 1984).

El grupo de rocas permeables lo forman los materiales aluviales del cuaternario (Abbott y Gastil, 1979), los cuáles se encuentran aflorando en una superficie de 75 km^2 sobre una antigua terraza marina (Márquez, 1984). Estos materiales se encuentran formados por arenas, gravas, limos y arcillas no consolidados.

4.1.4 Hidrología Superficial y Subterránea

La zona de estudio se localiza en la región hidrológica No. 1 (SARH, 1979), enclavada en la cuenca del arroyo San Carlos, ubicado al final en la porción occidental de dicha cuenca.

Su principal corriente la constituye el arroyo San Carlos, la cuál se localiza fuera del ejido Chapultepec. Este arroyo tiene su origen en la Sierra de Juárez a 1,900 m.s.n.m., su dirección general es de este a oeste y a lo largo de su colector recibe varios nombres (arroyo San Salvador, Santa Clara y San Carlos). Su cuenca tiene una anchura media de 12 km y un área de 780 km^2 aproximadamente (SARH, 1979);

su topografía es sumamente accidentada por lo que sus afluentes son escasos y de corto recorrido.

El ejido Chapultepec es una zona agrícola cuyo desarrollo ha dependido básicamente de la explotación de aguas subterráneas y en menor grado del aprovechamiento con fines de riego de las aguas negras producidas por la ciudad de Ensenada (SARH,1976). Actualmente cuenta con 16 pozos profundos: uno para uso industrial, otro para uso doméstico, uno con doble propósito (doméstico y riego) y 13 para riego, de éstos últimos únicamente operan 9 con un gasto total de extracción de 261 l.p.s. (Pillado,1986).

Por la climatología imperante en la región, los índices de recarga mediante lluvias han propiciado una recarga de 17.0 a 18.0 \bar{m}^3 /año contra una sobre-explotación para usos agrícolas y potables de la ciudad de Ensenada de 24.0 \bar{m}^3 /año (SARH,1976). Lo anterior ha motivado que las aguas subterráneas sean contaminadas con agua de mar en índices no recomendables para riego y clasificándose como C_4S_2 , C_3S_2 y C_3S_1 , definiéndose como aguas altamente (C_3) y muy altamente (C_4) salinas, con bajo (S_1) y medio (S_2) contenido de sodio (U.S. Salinity Lab.,1963).

4.1.5 Suelos

El área de estudio originalmente formó parte de una antigua terraza

marina (Abbott y Gastil,1979) sobre la cuál se depositaron materiales granulares y una sucesión de capas arcillosas intercaladas con horizontes de arenas y gravillas continentales, depositadas durante los diferentes intervalos de pulsaciones ó movimientos basculatorios del área peninsular (UABC,1971).

Los suelos estudiados fueron formados por la descomposición e intemperización de las principales rocas metamórficas como basalto, cuarzo, granitos y andesitas que constituyen la cordillera serrana (Márquez , 1984), las cuáles fueron transportadas por los escurrimientos superficiales ocasionados por las lluvias, rellinando las oquedades que miles de años atras presentaba la actual zona de estudio, para así constituir un valle semicircular que desemboca hacia el océano Pacífico (Pillado , 1986). Estos suelos por su origen son aluvio-coluviales y por su grado de desarrollo recientes Solum-crudum (Ortiz y Ortiz,1980).

En general son suelos profundos, con horizontes constituídos por texturas migajón arenoso, migajón arcillo-arenoso, migajón arcilloso, arcilla, predominando migajón arenoso y migajón arcilloso a todo lo largo del perfil. Se detectó la presencia de gravilla y grava en las capas inferiores del perfil, más allá de 1.0 m de profundidad.

4.1.6 Uso Actual del Suelo

El área agrícola del ejido Chapultepec se conforma de -

cultivos irrigados con aguas de pozo y de temporal (904.5 ha) y cultivos regados con aguas negras (100.0 ha). En el Apéndice 1 se indica el uso actual del suelo y se relacionan los cultivos pertenecientes al subciclo 1985-1985, 1985-1986 primavera-verano, otoño-invierno (Pillado , 1986). En el Apéndice 2 se muestran los cultivos regados con aguas negras para el mismo subciclo.

4.1.7 Clima

Para el ejido Chapultepec los valores medios anuales de precipitación, temperatura y evaporación son de 261.0 mm, 16.9 °C y 1344.0 mm , respectivamente. La precipitación en el año más húmedo (1978) llegó a 677.0 mm, en tanto que en el año más seco (1952) fue de 80.0 mm ; la temperatura máxima absoluta fue de 43.5 °C (1963) y la mínima de - 1.6 °C (1948) (SARH,1986a).

Se definen dos períodos, uno húmedo y otro seco, en el primero se concentra el 80% de la precipitación anual, presentándose en los meses de noviembre a marzo, en los meses restantes se ubica el período seco con el 20% de la precipitación. El clima imperante según el 2o. Sistema de Thornthwaite (SARH,1978) se considera como árido, con poca ó nula demasía de agua, templado frío y con baja concentración de calor en verano.

4.1.8 Vegetación

Actualmente se encuentra desmontado el 60% de la dotación del ejido Chapultepec que es de 2,132 ha. (Pillado,1986) y el resto está cubierto por una vegetación tipo chaparral, ésta clase vegetativa es característica de zonas de contacto entre climas áridos y templados (ESCB, 1977) y solo se encuentra en los cerros y terrenos de agostadero del ejido.

4.2 DEMOGRAFIA DE LA CIUDAD DE ENSENADA

4.2.1 Población Actual

La ciudad de Ensenada ha tenido una población que se ha incrementado notablemente casi duplicándose década tras década a partir de 1950 (Censos Nacionales 1930-1970), este fenómeno se deja sentir hasta nuestra época y es el que rige las proyecciones de la población que se efectúan para el futuro. A continuación se muestran las cifras poblacionales de la ciudad de Ensenada desde 1930 a 1970, según datos obtenidos a partir de Censos Nacionales.

CENSOS OFICIALES DE LA CIUDAD DE ENSENADA, BAJA CALIFORNIA

(1930 - 1970)

AÑO	POBLACION URBANA	POBLACION RURAL	TOTAL MUNICIPIO
1930	3,042	4,029	7,071
1940	4,616	7,915	12,531
1950	18,149	12,928	31,077
1960	45,099	19,835	64,934
1970	88,296	27,127	115,423
1980	*161,127		

* Dato estimado por la Secretaría de Comercio de Ensenada.

4.2.2. Proyección de la Población

La predicción del crecimiento poblacional para la ciudad de Ensenada, se basa en los datos obtenidos de los Censos Nacionales entre los años 1930-1970. Los métodos empleados (Aritmético, Geométrico, Incrementos diferenciales y Analítico) cubren los aspectos característicos de las estimaciones de períodos cortos y las predicciones de períodos largos (Trujillo 1982, com. pers.).

Los incrementos anuales progresivos hacia el año 2000, por los diferentes métodos utilizados se resumen en el Cuadro 1 anexo.

A Ñ O	M	E	T	O	D	O
	ARITMETICO	GEOMETRICO	INCREMENTOS DIFERENCIALES	ADAPTACION A UNA CURVA	TASA DE CRECIMIENTO	PROYECCION PROMEDIO
1981	159,637	163,957	161,906	161,682	163,881	162,213
1982	165,091	174,351	169,629	169,180	174,189	170,488
1983	170,546	185,403	177,353	176,779	185,146	179,045
1984	176,000	197,156	185,076	184,177	196,791	187,840
1985	181,454	209,654	192,799	191,676	209,170	196,951
1986	186,908	222,945	200,522	199,774	222,326	206,495
1987	192,362	237,077	208,245	207,812	236,311	216,361
1988	197,817	252,106	215,969	215,879	251,175	226,589
1989	203,271	268,088	223,692	223,947	266,973	237,194
1990	208,725	285,082	231,415	232,015	283,766	248,201
1991	214,179	303,154	241,407	240,546	301,615	260,180
1992	219,633	322,372	251,399	249,076	320,587	272,613
1993	225,088	342,808	261,392	257,607	340,751	285,529
1994	230,542	364,539	271,384	266,137	362,185	298,957
1995	235,996	387,648	281,376	274,668	384,966	312,931
1996	241,450	412,222	291,368	283,616	409,180	327,567
1997	246,904	438,353	301,360	292,564	434,918	342,820
1998	252,359	466,141	311,353	301,512	462,274	358,728
1999	257,813	495,691	321,345	310,460	491,351	375,332
2000	263,267	527,114	331,337	319,408	522,257	392,677

Cuadro 1. RESUMEN DE LAS POBLACIONES ESTIMADAS POR DIFERENTES METODOS PARA LA CIUDAD DE ENSENADA, BAJA CALIFORNIA.

4.3 CALIDAD Y DISPONIBILIDAD DE AGUAS NEGRAS

4.3.1 Tratamiento

El tratamiento actual de las aguas negras consiste en procesos primarios de sedimentación a través de dos tanques Imhoff, con muy baja eficiencia por falta de capacidad de la planta, ya que el gasto de diseño de la misma en su primera etapa del proyecto ya ha sido rebasado (225 l.p.s.) y no entrando aún en operación las ampliaciones proyectadas a la planta de tratamiento. Aunado a lo anterior, éstas instalaciones reciben un escaso mantenimiento que se traduce a que en la mayoría de los casos éstos volúmenes sean dispuestos completamente crudos (SARH,1974).

La ampliación de la planta de tratamiento ubicada aledaña a la actual, consiste en un sistema de bioabsorción para un gasto de 450 l.p.s. contando con tanques de digestión aeróbica, tanques de aeración, tanques de contacto y cloración. Esta ampliación ya se encuentra avanzada y se prevé entrará en operación en un futuro mediano (Ibarra, com. pers.,1986).

4.3.2 Uso Actual de Aguas Negras

Únicamente parte de las aguas negras son utilizadas actualmente con fines de riego en 100.0 ha. del ejido Chapultepec, sin embargo, éste uso

es deficiente por la falta de regularización de los volúmenes para su aplicación cuando los cultivos demandan mayores cantidades de agua (Arredondo y Orozco,1984).

Los volúmenes parciales de aguas negras evacuados de la ciudad, lo son a través del canal de alejamiento que fue construído en los años 1964-1965 para un gasto de 150 l.p.s. y una población de 57,600 habitantes. Actualmente dicho canal es insuficiente para la disposición de éstas aguas residuales hacia la mayor zona de utilización, tal envío se ve continuamente interrumpido debido a : a). fallas en el sistema de bombeo de la planta de tratamiento, b). utilización del agua unicamente cuando lo demanda el plan de cultivos en desarrollo, c). daños en época de lluvias al canal de alejamiento ó bien, d). por tenerse excedentes (lluvias) en la zona de riego que no se pueden utilizar por falta de regularización (Arredondo y Orozco,1984). Estas anomalías en el funcionamiento del sistema de alejamiento, obliga la mayoría de las veces a la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada a evacuar estos volúmenes al arroyo El Gallo, quien inmediatamente los descarga a las aguas de la Bahía de Todos Santos y dá así origen a uno de los problemas de contaminación más graves que aquejan a la ciudad de Ensenada (UABC , 1979; Arredondo,1984).

4.3.3 Disponibilidad de Aguas Negras (1986)

Debido a que en la región de Ensenada predomina un clima templado

frío y con baja concentración de calor en verano, fue considerada una dotación promedio de agua potable de 250 lt/hab/día (SRH,1960). Se estimó una población de 206,495 habitantes para 1986 (Sub-subcapítulo 4.2.2) que nos implica una dotación anual de agua potable del orden de los $17.9 \bar{M}m^3$, ya que dicha red cubre el 95% de la población actual (CESPE,1985a).

Para realizar el análisis de la disponibilidad de aguas negras se tomó en cuenta la dotación específica (250 lt/hab/día), además que el 80% del agua potable entregada se convierte en aguas negras (Arredondo y Orozco,1984) y un porcentaje de éstas es recolectada por el sistema de alcantarillado (70%) debido a la cobertura del mismo (CESPE,1985b). Tendremos entonces un cierto volumen de aguas negras disponibles para riego como se indica en el Cuadro 2 y el cuál está en función de la variación mensual en el consumo de agua potable por la población, determinado por la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada.

4.3.4 Disponibilidad futura de Aguas Negras (2000)

La disponibilidad futura se estimó en base a la dotación específica de agua potable por habitante, la proyección poblacional urbana y la información proporcionada por la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada, estableciéndose que únicamente el 80% del agua potable abastecida a la ciudad se transforma en aguas negras. La Comisión estimó en

VOLUMEN DISPONIBLE ESTIMADO DE AGUAS NEGRAS
(1986)

Cuadro 2

M E S	VOLUMEN (M ³) MENSUAL DIS- PONIBLE.	GASTO MEDIO AGUAS NEGRAS (L.P.S.)
ENERO	851,383.0	317.87
FEBRERO	768,991.0	317.87
MARZO	851,383.0	317.87
ABRIL	823,919.0	317.87
MAYO	851,383.0	317.87
JUNIO	823,919.0	317.87
JULIO	851,383.0	317.87
AGOSTO	851,383.0	317.87
SEPTIEMBRE	823,919.0	317.87
OCTUBRE	851,383.0	317.87
NOVIEMBRE	823,919.0	317.87
DICIEMBRE	851,383.0	317.87
T O T A L	10'024,348.0	

1985 que la red de drenaje tiene capacidad de captación para el 70% del volumen producido de aguas negras y esta eficiencia se considera a lo largo de un período de 50 años.

Del análisis de la información anterior se determinaron los valores de aguas negras disponibles hasta el año 2000 y los cuáles se muestran en el Cuadro 3 anexo.

CUADRO 3. VOLUMEN DE AGUAS NEGRAS DISPONIBLES AL AÑO 2000
DE LA CIUDAD DE ENSENADA, BAJA CALIFORNIA.

AÑO	POBLACION URBANA (HAB)	POBLACION SERVIDA (%)	POBLACION SERVIDA (HAB)	DOTACION DE AGUA POTABLE (L/HAB/DIA)	DEMANDA DE AGUA POTABLE (L/SEG)	TRANSFORMACION AGUAS NEGRAS (%)	AGUAS NEGRAS GENERADAS (L/SEG)	EFICIENCIA DEL SIST. RECOLECTOR (%)	AGUAS NEGRAS RECOLECTADAS (L/SEG)	AGUAS NEGRAS DISPONIBLES ANUALES (M ³)
1985	196,951	95	187,103	250	541.39	80	433.11	70	303.18	9'561,084
1986	206,495	95	196,170	250	567.62	80	454.10	70	317.87	10'024,348
1987	216,361	95	205,543	250	594.74	80	475.79	70	333.05	10'503,065
1988	226,589	95	215,260	250	622.86	80	498.29	70	348.80	10'999,757
1989	237,194	95	225,334	250	652.01	80	521.61	70	365.13	11'514,740
1990	248,201	95	235,791	250	682.27	80	545.82	70	382.07	12'048,013
1991	260,180	95	247,171	250	715.19	80	572.15	70	400.51	12'630,483
1992	272,613	95	258,982	250	749.37	80	599.50	70	419.65	13'234,082
1993	285,529	95	271,253	250	784.88	80	627.90	70	439.53	13'861,018
1994	298,957	95	284,009	250	821.79	80	657.43	70	460.20	14'512,867
1995	312,931	95	297,284	250	860.20	80	688.16	70	481.71	15'191,207
1996	327,567	95	311,189	250	900.43	80	720.34	70	504.24	15'901,713
1997	342,820	95	325,679	250	942.36	80	753.89	70	527.72	16'642,178
1998	358,728	95	340,792	250	986.09	80	788.87	70	552.21	17'414,495
1999	375,332	95	356,565	250	1,031.73	80	825.38	70	577.77	18'220,555
2000	392,677	95	373,043	250	1,079.41	80	863.53	70	604.47	19'062,566

5 METODOLOGIA

5.1 TRABAJO DE CAMPO

Durante los meses de abril, mayo y junio de 1986, se realizó un muestreo al azar en suelos agrícolas del ejido Chapultepec, particularmente en 25.0 ha de las parcelas 1 y 2 (Parcela de prueba) donde las aguas negras han sido utilizadas con fines de riego por aproximadamente 20 años (Rayes,1970) y en 20.0 ha de la parcela 31 (Parcela testigo), área propuesta como testigo donde siempre ha sido utilizada como agua de riego la que se extrae del acuífero subterráneo (Fig. 2). Ambas parcelas se eligieron por presentar las mismas características fisicoquímicas (Pillado,1986) y con el fin de establecer los cambios en su constitución con la aplicación de diferente agua de riego. En la parcela 1 el cultivo en desarrollo durante el período de muestreo fue maíz y el del ciclo anterior correspondió a chile, mientras que la parcela 2 se encontraba sembrada con chile y este cultivo fue el mismo para el ciclo anterior. En lo referente a la parcela 31 los cultivos siempre sembrados han sido tomate y olivo y fueron los cultivos en desarrollo durante la presente investigación.

Por límites de confianza se determinó tomar un total de 5 muestras por parcela (Figs. 3 y 4), a una profundidad de 0-10 cm por considerarse que a esta profundidad de la capa del suelo se empezarían a detectar las diferencias en su composición bacteriana. Las muestras fueron transportadas al laboratorio en bolsas de plástico previamente esterilizadas con luz ultravioleta

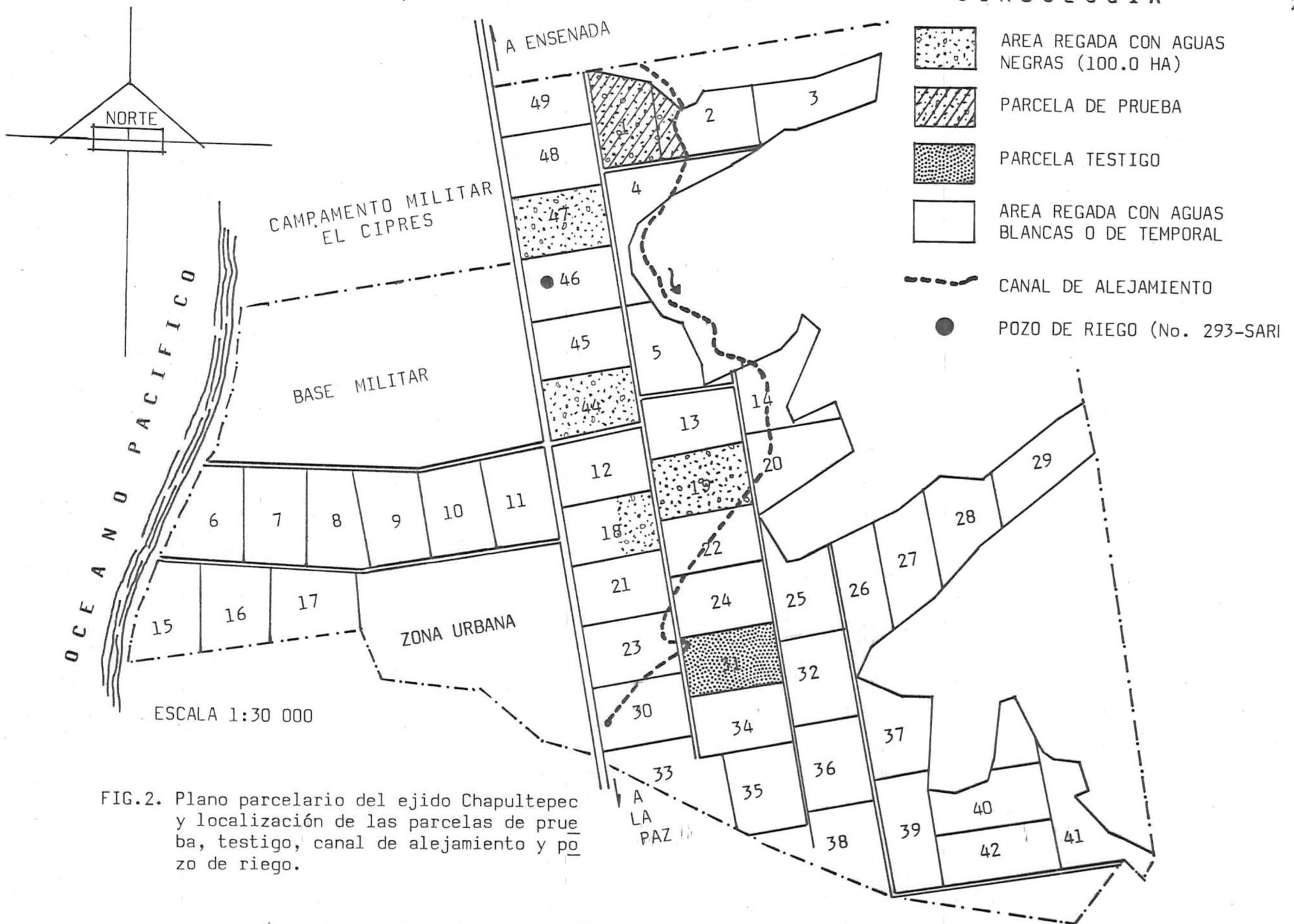


FIG.2. Plano parcelario del ejido Chapultepec y localización de las parcelas de prueba, testigo, canal de alejamiento y pozo de riego.

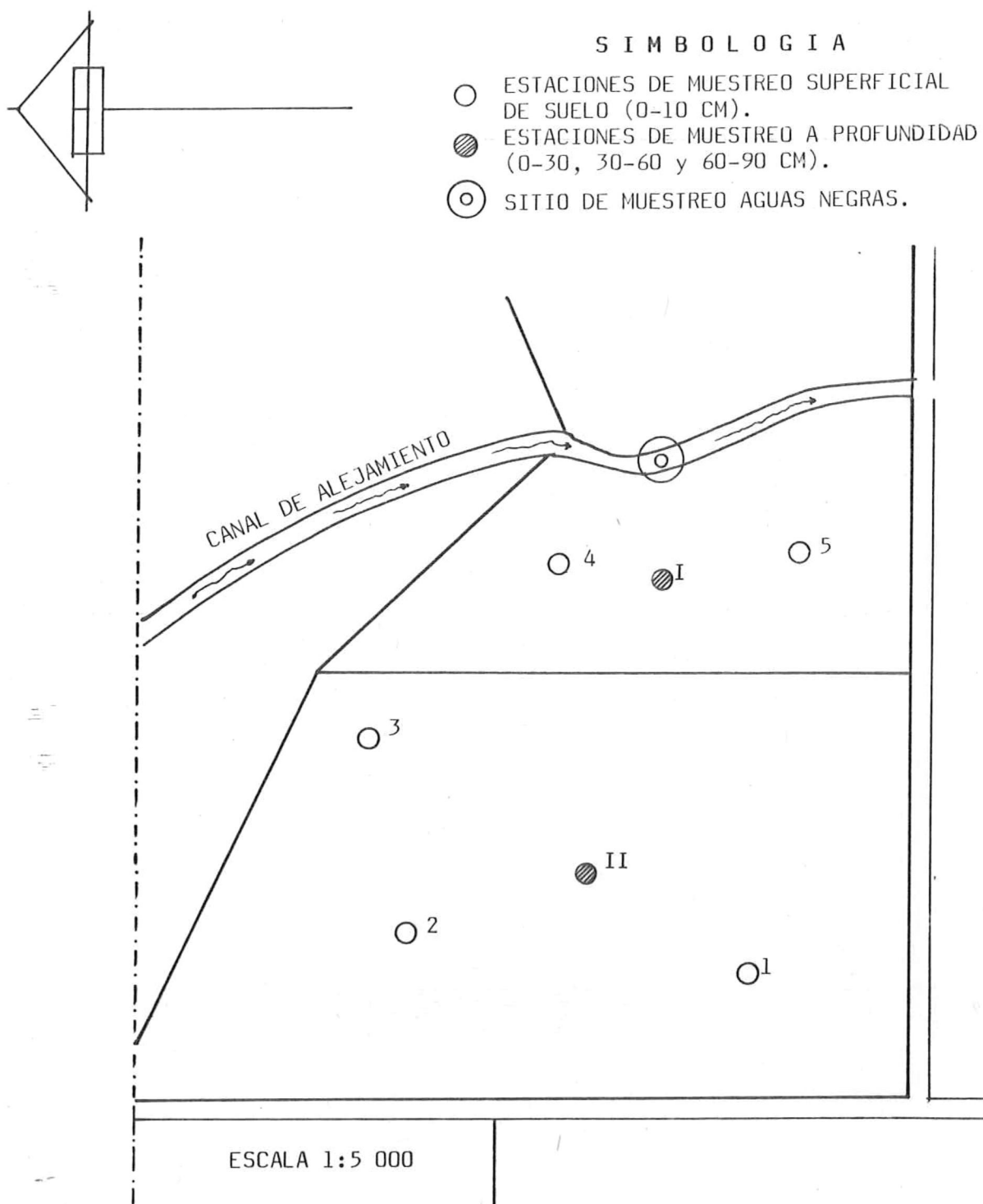


Fig.3. Localización de las estaciones de muestreo superficial - de suelo (0-10 cm), a profundidad (0-30,30-60 y 60-90 cm) y aguas negras en la parcela de prueba.

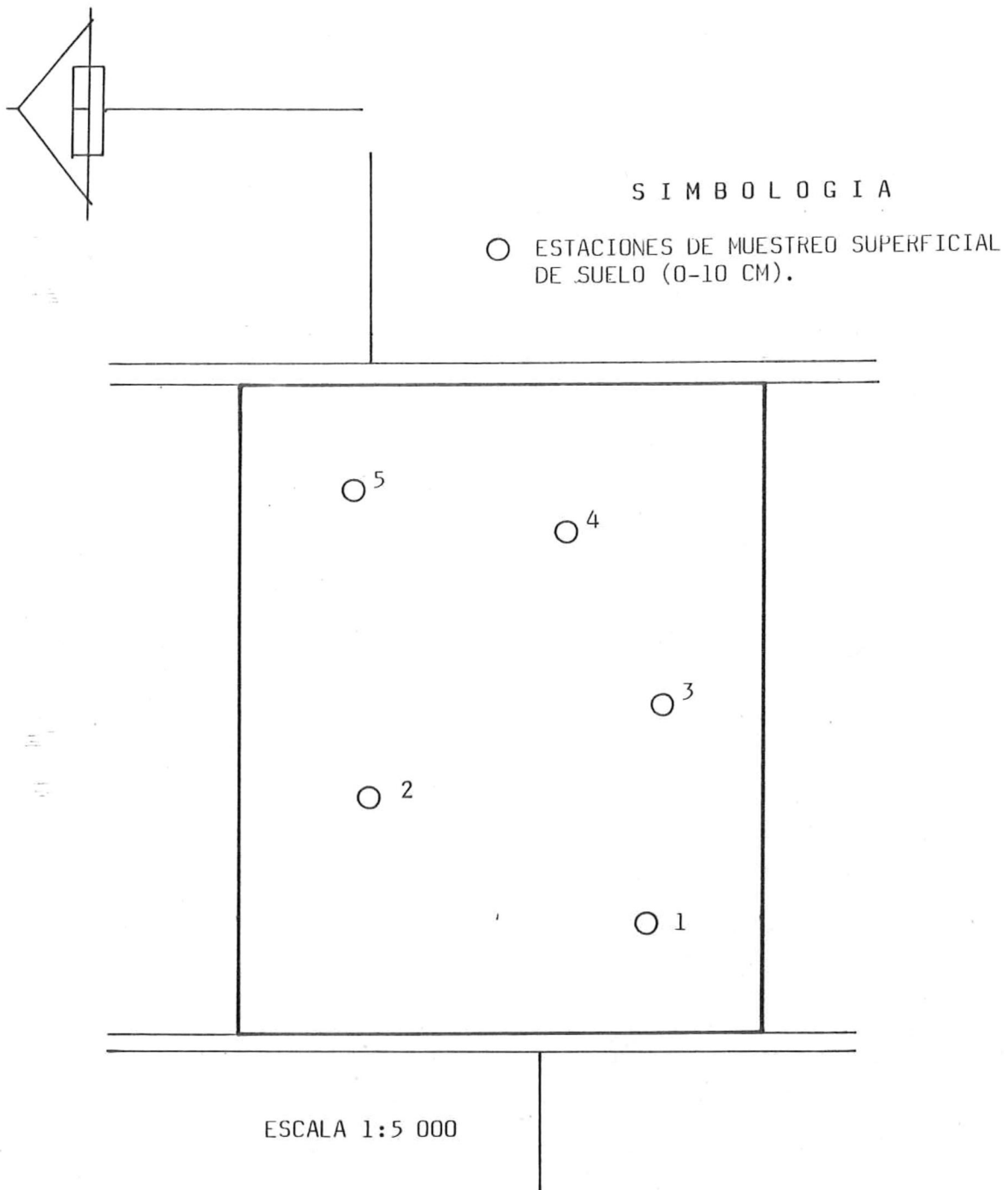


Fig.4. Localización de las estaciones de muestreo superficial de suelo (0-10 cm) en la parcela testigo.

leta según lo recomienda Weaver, Dronen, Foster, Heck y Fehrmann (1978).

Se escogieron al azar dos puntos de muestreo en la parcela de prueba (Fig. 3), recolectándose muestras de suelo a 0-30, 30-60 y 60-90 cm de profundidad (Weaver et al., 1978) para determinar coliformes totales y fecales a través del perfil del suelo. Para la toma de muestras fue utilizada una barrena tipo postera y un total de 30.0 g de suelo por profundidad para su análisis posterior en el laboratorio.

En la misma fecha indicada para los muestreos de suelos, se tomó la muestra de aguas negras en el punto correspondiente al canal de alejamiento próximo a la parcela de prueba (Fig. 3), así como también la muestra de aguas blancas del pozo No. 293 situado en la parcela 46 (Fig. 2). Las muestras fueron colectadas en frascos de 125 ml de boca ancha, estériles y conservadas en hielo durante su traslado inmediato al laboratorio donde fueron analizadas. A cada una de las muestras se le determinó la temperatura en el campo, con un termómetro marca VWR de -20°C a 110°C .

5.2 TRABAJO DE LABORATORIO

Las muestras de agua y suelo fueron enviadas al laboratorio de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos para su análisis fisicoquímico con fines de riego. En lo que respecta al análisis bacteriológico, éste se llevó a cabo en el laboratorio de Microbiología de la Escuela de Ciencias Biológicas dependiente de la Universidad Autónoma de Baja Cali -

fornia.

5.2.1 Análisis de Aguas

Se determinaron parámetros fisicoquímicos con fines de riego y los métodos empleados para tal fin son los utilizados por la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. En el análisis bacteriológico se utilizaron los métodos descritos en Métodos Estándares (APHA,1975;1980) y se determinaron bacterias aeróbicas totales, coliformes totales y fecales y estreptococos fecales.

La metodología utilizada indica que 1 ml de muestra de agua sea transferido a 9 ml de una solución de NaCl (0.85%) estéril (Weaver et al., 1978) para efectuar diluciones de la muestra de agua de 10^{-1} a 10^{-6} .

Para determinar la densidad de bacterias aeróbicas y anaeróbicas facultativas, heterótrofas, se utilizó la técnica de análisis por cuenta en placa (Weaver et al.,1978), consistente en que 1 ml de cada dilución de la muestra perfectamente mezclada, se coloca dentro de una caja de Petri estéril agregándole 15 ml aproximadamente de agar con extracto de tripton-glucosada (Gibco), pH 6.8 - 7.2 . Se mezcla la muestra con el medio por movimientos de rotación lentos dejándose solidificar las placas sobre una superficie nivelada e incubándose en posición invertida a 37°C durante $24-48 \pm 3$ horas. Al transcurrir este tiempo se escogen las placas que presentan entre 30 y 300 colonias (SARH,1985), siendo estimado el número a

través de un contador de colonias Quebec. Cada volumen ó dilución de la muestra se siembra por duplicado.

Para coliformes totales se utilizó la técnica de Tubos de Fermentación múltiple, empleándose series de 5 tubos con dispositivos de Durham (tubos de fermentación) para cada dilución, inoculándose 1 ml de la muestra con caldo lactosado (Bioxon) pH 6.9 (APHA,1975) e incubándose a 35 ± 0.5 °C por 24 ± 2 horas, constituyendo así la prueba presuntiva. Se examinó cada tubo al final de las 24 ± 2 horas para detectar la formación de pequeñas burbujas de gas y/o desplazamiento del medio dentro del tubo de hemólisis, lo que se tomó como resultado positivo; los tubos negativos se reincubaron por otras 24 ± 2 horas para realizarles la prueba confirmativa en caso de ser positivos.

La prueba confirmativa se llevó a cabo con una asa de nicromo (esterilizada a la flama del mechero y enfriada) de los tubos positivos de la prueba presuntiva a tubos de fermentación conteniendo caldo lactosa bilis verde brillante 2% (Difco), pH 7.2 (APHA,1975). Se incubaron a 35 ± 0.5 °C por 24-48 ± 3 horas.

Dado que los coliformes fecales son una fracción de los totales, su determinación continúa de la prueba presuntiva para coliformes totales, transfiriendo inóculos de cada uno de los tubos positivos (24 y 48 horas) de caldo lactosado a tubos de fermentación con medio EC (Difco), pH 6.9 (APHA,1975). Se incubó en baño de agua a 44.5 ± 0.2 °C y se examinó

cada tubo a las 24 ± 2 horas tomándose como positivos aquellos que presentaron formación de gas.

Para la determinación de estreptococos fecales se empleó la técnica de Tubos Múltiples utilizándose series de 5 tubos sin dispositivo de Durham. La técnica consiste en transferir 1 ml de cada una de las diluciones a tubos de ensayo conteniendo caldo con dextrosa y ázida sódica (Difco), pH 7.2 (APHA,1975) e incubándose a 35 ± 0.5 °C durante $24-48 \pm 3$ horas. La presencia de turbiedad en el medio se considera como prueba positiva.

El procedimiento para la prueba confirmativa fue tomada de la 15a. edición de los Métodos Estándares (1980) consistente en lo siguiente: de cada uno de los tubos positivos de la prueba presuntiva se siembra por estrías en una placa de gelosa PSE (Gibco), pH 7.1 . Se incuba en posición invertida a 35 ± 0.5 °C por 24 ± 2 horas. Las colonias castaño negras con halos cafés confirman la presencia de estreptococos fecales (SARH,1985); sin embargo para verificar este resultado, también se realizaron pruebas de catalasa (Weaver et al.,1978), cubriendo la superficie de las cajas de Petri con peróxido de hidrógeno y observando ésta en los organismos (Bradshaw,1976), la cuál se manifiesta por la presencia de pequeñas burbujas que parten de las colonias sumergidas en la solución.

5.2.2 Análisis de Suelos

Se determinaron parámetros fisicoquímicos para caracterizar suelos con fines de riego y los métodos empleados para tal fin son los utilizados por la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. En el análisis bacteriológico se determinaron al igual que en el agua, bacterias aeróbicas totales, coliformes totales y fecales y estreptococos fecales.

Se tomaron 10 g de cada muestra de suelo, mismos que fueron secados a 110°C por 24 horas para determinar el contenido de agua (García,1981) y así poder reportar el número más probable de organismos por gramo de suelo seco.

El procedimiento para determinar bacterias aeróbicas totales fue el mismo utilizado para aguas; en lo referente a coliformes totales y fecales y estreptococos fecales no varió la técnica a excepción del procedimiento de dilución en donde se utilizó igual contenido de soluto (13.5 g) que de solvente (13.5 ml) (APHA,1975) para diluir a 10^{-1} y a partir de este rango se transfirió 1.5 ml de cada tubo al siguiente para diluir hasta 10^{-6} .

Se realizó un análisis estadístico para determinar la existencia de diferencia significativa de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos entre aguas negras y aguas blancas y entre parcela de prueba y parcela testigo. La diferencia significativa a través del tiempo (abril, mayo

y junio) solo fue determinada en suelos de cultivo. Para éste propósito fue utilizado un análisis de varianza no paramétrico (Prueba de Kruskal-Wallis) con un 95% de confianza, cuya fórmula es la siguiente:

$$H = \frac{12}{N(N+1)} \sum_{i=1}^K \frac{R_i^2}{n_i} - 3(N+1)$$

donde:

n_i es el número de observaciones en el grupo i ,
 $N = \sum_{i=1}^K n_i = n$ el número total de observaciones en todos los grupos K ,
 R_i es la suma de los rangos de las observaciones n_i en el grupo i .

6 RESULTADOS

A continuación se expresan los resultados obtenidos del análisis efectuado en aguas de riego y suelos de cultivo, determinándose sus características fisicoquímicas y bacteriológicas durante tres meses de muestreo y los cuáles se resumen en las tablas comprendidas del I al VII.

De los resultados obtenidos del análisis estadístico aplicado a muestras de agua de riego y suelos de cultivo, unicamente se mencionan aquellos que no denotaron diferencia significativa (Apéndices 3-6).

6.1 AGUAS DE RIEGO

6.1.1 Contrastación Aguas Negras y Aguas Blancas

En las Tablas I y II se muestran los resultados fisicoquímicos del agua de riego en donde se denota la tendencia de la temperatura ($T^{\circ}\text{C}$) y potencial hidrógeno (pH) a incrementarse a través del tiempo con valores fluctuantes de 20.0 a 26.0 $^{\circ}\text{C}$ y 7.0 a 7.9 en aguas negras y 27.0 a 28.0 $^{\circ}\text{C}$ y 6.8 a 7.7 en aguas blancas. Del análisis estadístico se determinó que no existe diferencia significativa en el pH de ambos tipos de agua (Apéndice 3).

La conductividad eléctrica (C.E.), bicarbonato (HCO_3^-) y sólidos disueltos totales (SDT) tuvieron un comportamiento variable en aguas negras (Tabla I), alcanzando su máximo valor en mayo con 3000 micromhos/cm, 573

TABLA I. RESULTADOS DE ANALISIS FISICOQUIMICOS DE LAS AGUAS NEGRAS DURANTE LOS TRES MESES DEL MUESTREO.

FECHA DEL MUESTREO:	Abr. 28, 1986	May. 26, 1986	Jun. 25, 1986
TEMPERATURA ($^{\circ}\text{C}$)	20.0	23.0	26.0
TURBIDEZ (U.T.J.)	420	320	< 50
COLOR (P1 Co)	> 50	> 50	> 50
OLOR	FETIDO	FETIDO	FETIDO
OXIGENO DISUELTO (OD) (mg/l)	0.71	0.45	0.65
DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO (DBO) 152 (mg/l)		480	243
DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO (DQO) (mg/l)	250	152	330
CONDUCTIVIDAD ELECTRICA (C.E.) (micromhos/cm a 25 $^{\circ}\text{C}$)	2550	3000	2400
POTENCIAL HIDROGENO (pH)	7.0	7.5	7.9
CALCIO (Ca^{++}) (mg/l)	112	100	112
MAGNESIO (Mg^{++}) (mg/l)	63	63	56
SODIO (Na^{+}) (mg/l)	373	384	363
CARBONATO (CO_3^{-}) (mg/l)	36	0	0
BICARBONATO (HCO_3^{-}) (mg/l)	415	573	500
CLORURO (Cl^{-}) (mg/l)	603	532	546
SULFATO (SO_4^{-})	139	134	106

...

(... continúa Tabla I)

FECHA DEL MUESTREO:	Abr.28,1986	May.26,1986	Jun.25,1986
SOLIDOS DISUELTOS TOTALES (SDT) (mg/l)	2817	3622	1504
NITROGENO N (HN ₃) (mg/l)	40.3	36.7	18.2
N (Orgánico)	15.7	13.4	8.7
FOSFORO PO ₄ ⁼ (Total) (mg/l)	8.0	10.4	4.1
PO ₄ (Orto)	4.5	5.5	2.4
DETERGENTES (SAAM) (mg/l)	7.6	8.0	6.1
GRASAS Y ACEITES (mg/l)	55.9	28.2	42.4
SOLIDOS SEDIMENTABLES (ml/l)	3.8	2.5	2.0
ALCALINIDAD (CaCO ₃) (mg/l)	380	400	310
DUREZA TOTAL COMO CaCO ₃ (mg/l)	540	510	510
PORCIENTO DE SODIO	60.0	62.1	60.0
RELACION DE ADSORCION DE SODIO (RAS) (mg/l)	7.0	7.4	7.0
CARBONATO DE SODIO RESIDUAL (Na ₂ CO ₃)	0.0	0.0	0.0
CLASIFICACION DE WILCOX	C ₄ S ₂	C ₄ S ₂	C ₄ S ₂

TABLA II. RESULTADOS DE ANALISIS FISICOQUIMICOS DE LAS AGUAS BLANCAS DURANTE LOS TRES MESES DEL MUESTREO.

FECHA DEL MUESTREO:	Abr. 28, 1986	May. 26, 1986	Jun. 25, 1986
TEMPERATURA ($^{\circ}\text{C}$)	27.0	27.4	28.0
CONDUCTIVIDAD ELECTRICA (C.E.) (micromhos/cm a 25°C)	2796	2840	2900
POTENCIAL HIDROGENO (pH)	6.8	7.0	7.7
CALCIO (Ca^{++}) (mg/l)	148	144	156
MAGNESIO (Mg^{++}) (mg/l)	83	92	95
SODIO (Na^{+}) (mg/l)	315	313	308
CARBONATO ($\text{CO}_3^{=}$) (mg/l)	0	0	0
BICARBONATO (HCO_3^{-}) (mg/l)	220	232	244
CLORURO (Cl^{-}) (mg/l)	752	752	794
SULFATO ($\text{SO}_4^{=}$) (mg/l)	178	187	149
SOLIDOS DISUELTOS TOTALES (SDT) (mg/l)	1696	1720	1746
DUREZA TOTAL COMO CaCO_3 (mg/l)	710	740	780
PORCIENTO DE SODIO	49.0	47.9	46.2
RELACION DE ADSORCION DE SODIO (RAS) (mg/l)	5.1	5.0	4.8
CARBONATO DE SODIO RESIDUAL (Na_2CO_3)	0.0	0.0	0.0
CLASIFICACION DE WILCOX	C_4S_2	C_4S_2	C_4S_2

y 3622 mg/l, respectivamente. En aguas blancas los valores oscilaron de 2796 a 2900 micromhos/cm, 220 a 244 y de 1696 a 1746 mg/l; no obstante su comportamiento desigual, estadísticamente no se presentó diferencia significativa en la C.E. y SDT entre ambos tipos de agua (Apéndice 3).

Tanto el sodio (Na^+), porcentaje ($\text{Na}^+\%$) y relación de adsorción del mismo (RAS), mostraron un comportamiento irregular en las aguas negras (Tabla I) con valores máximos de 384 mg/l, 62.1 y 7.4 mg/l durante el mes de mayo y de 363 a 373 mg/l, 60.0 y 7.0 mg/l en los meses restantes. Para aguas blancas dichos parámetros disminuyeron de 315 a 308 mg/l, 49.0 a 46.2 y de 5.1 a 4.8 mg/l, respectivamente (Tabla II).

Según los valores de RAS y de C.E., aguas negras y blancas quedan comprendidas dentro de la clasificación de Wilcox como C_4S_2 , consideradas como altas en salinidad y valor medio en sodio.

Se encontró que existe una relación inversa en el magnesio (Mg^{++}) y dureza total (CaCO_3) de aguas negras y aguas blancas (Tablas I y II), mientras que en la primera disminuye de 63 a 56 mg/l y de 540 a 510 mg/l, en la segunda aumenta de 83 a 95 mg/l y de 710 a 780 mg/l.

El comportamiento del calcio (Ca^{++}) fue el mismo en ambas aguas de riego, teniendo su mínimo valor a la mitad del período de la presente investigación y sus máximos en los meses extremos, con valores de 100 a

112 mg/l en aguas negras y de 144 a 156 mg/l en aguas blancas (Tablas I y II).

Los carbonatos ($\text{CO}_3^{=}$), cloruros (Cl^-) y sulfatos ($\text{SO}_4^{=}$) mostraron una conducta irregular comparativamente entre ambos caudales durante el tiempo de estudio (Tablas I y II). Para aguas negras tenemos una disminución de 36 a 0 mg/l en $\text{CO}_3^{=}$, una variación de 532 a 603 mg/l en Cl^- y un decremento de 139 a 106 mg/l en $\text{SO}_4^{=}$, mientras que en aguas blancas los $\text{CO}_3^{=}$ son igual a 0, los Cl^- aumentaron su valor de 752 a 794 mg/l y los $\text{SO}_4^{=}$ alcanzaron su máximo valor medido en mayo con 187 mg/l.

6.1.2 Parámetros exclusivos Aguas Negras

Por ser las aguas negras objetivo principal de esta investigación, se determinaron además otros parámetros importantes para su caracterización, cuyos resultados se presentan a continuación.

La turbidez de estas aguas disminuyó de una muestra a otra de 420 a < 50 UTJ, su color gris negruzco (> 50 Pt Co) permaneció constante durante el período de muestreo y siempre se presentó un olor séptico característico de las aguas negras.

Tanto el oxígeno disuelto (OD) como la demanda química de oxígeno (DQO) tuvieron su mínimo valor en el mes de mayo con 0.45 y 152 mg/l,

respectivamente (Tabla I); los valores máximos correspondieron al mes de abril con 0.71 mg/l para OD y en junio con 330 mg/l para la DQO.

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) tuvo un comportamiento inverso al OD y DQO, siendo superior en mayo (480 mg/l) e inferior en abril y junio (152 y 243 mg/l, respectivamente) (Tabla I).

Tanto el nitrógeno amoniacal ($N(HN_3)$) como el orgánico ($N(org)$) descienden ligeramente en las primeras dos muestras y casi al doble en la restante. Se obtuvieron valores entre el rango de 18.2 a 40.3 mg/l para el $N(HN_3)$ y de 8.7 a 15.7 para el $N(org)$ (Tabla I).

Los valores máximos alcanzados para el fósforo total ($PO_4^{=}(total)$) y ortofosfatos ($PO_4(orto)$) (Tabla I) coincidieron en el mes de mayo con valores de 10.4 y 5.5 mg/l y los mínimos en junio con 4.1 y 2.4 mg/l.

Los detergentes *(SAAM) presentaron su máximo valor en el mes de mayo con 8.0 mg/l, los valores para abril y junio fueron de 7.6 y 6.1 mg/l, respectivamente (Tabla I).

Los valores para grasas y aceites fueron de 28.2 mg/l como mínimo en mayo y 55.9 mg/l como máximo en la muestra de abril (Tabla I), lo que denotó una diferencia considerable entre un mes y otro.

* Sustancias activas al azul de metileno.

Para el caso de sólidos sedimentables aparentemente su conducta fue hacia la disminución, con valores de 3.8, 2.5 y 2.0 ml/l en el período de la presente investigación.

La alcalinidad (CaCO_3) presentó su mínimo valor en junio con 310 mg/l y su máximo en mayo con 400 mg/l (Tabla I), las diferencias observadas entre un mes y otro son mínimas oscilando entre 10 y 80 mg/l.

6.1.3 Aspectos bacteriológicos de Aguas de Riego

En la Tabla III se muestran los resultados bacteriológicos correspondientes a los mismos muestreos para aguas negras y aguas blancas; las gráficas muestran comparativamente los valores promedios (Figs. 5-8). Se determinaron bacterias aeróbicas totales en aguas blancas en cantidades tales que correspondieron al 0.02% en comparación con los valores encontrados para aguas negras (promedio de los valores extremos) (Fig.5).

No se detectaron coliformes totales, coliformes fecales ni estreptococos fecales en aguas blancas (Tabla III), mientras que en aguas negras sus densidades variaron de 2.4×10^7 a 4.3×10^7 para coliformes totales y fecales en abril y junio (Figs. 6 y 7), lo que indica un aparente incremento; para estreptococos fecales la variación fue de 1.1×10^5 a 2.1×10^5 en los meses de abril y mayo (Fig. 8).

TABLA III. RESULTADOS DE ANALISIS BACTERIOLOGICOS DE LAS AGUAS NEGRAS Y BLANCAS DURANTE LOS TRES MESES DE MUESTREO.

FECHA DEL MUESTREO	BACTERIAS AEROBICAS TOTALES/ 100 ML		COLIFORMES TOTALES/ 100 ML		COLIFORMES FECALES/ 100 ML		ESTREPTOCOCOS FECALES/ 100 ML	
	AGUAS NEGRAS	AGUAS BLANCAS	AGUAS NEGRAS	AGUAS BLANCAS	AGUAS NEGRAS	AGUAS BLANCAS	AGUAS NEGRAS	AGUAS BLANCAS
Abr.28,1986	4.5×10^8	9.5×10^4	2.4×10^7	<1	2.4×10^7	<1	1.1×10^5	<1
May.26,1986	3.1×10^8	7.3×10^3	3.1×10^7	<1	3.1×10^7	<1	2.1×10^5	<1
Jun.25,1986	3.7×10^7	8.0×10^3	4.3×10^7	<1	4.3×10^7	<1	1.1×10^5	<1

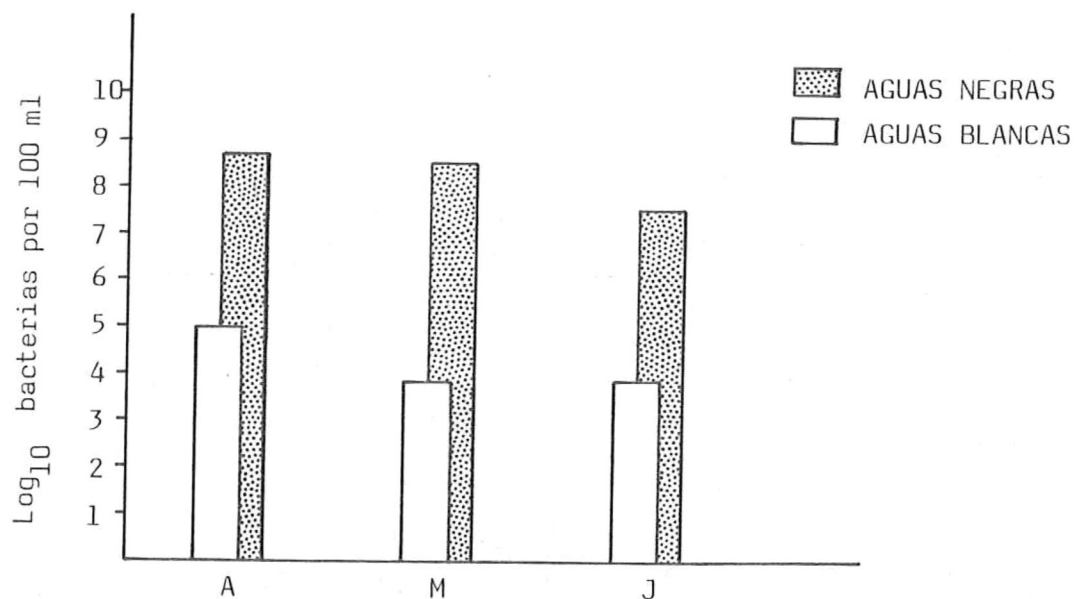


FIG. 5 Muestra los valores obtenidos para bacterias aeróbicas por 100 ml en aguas negras (■) y aguas blancas (□), durante los meses de abril, mayo y junio de 1986.

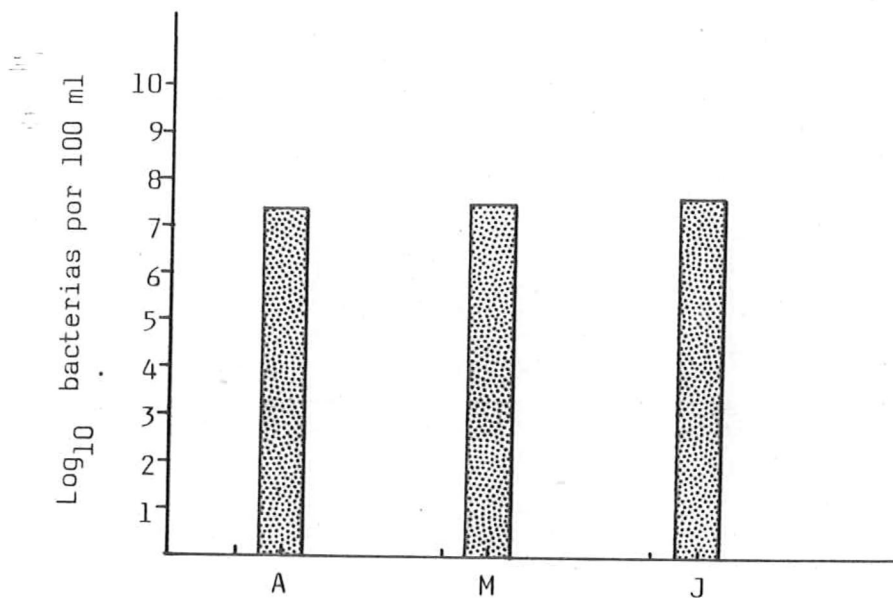


FIG. 6 Muestra los valores obtenidos para coliformes totales por 100 ml en aguas negras (■) y aguas blancas (□), durante los meses de abril, mayo y junio de 1986 (Ver Tabla III).

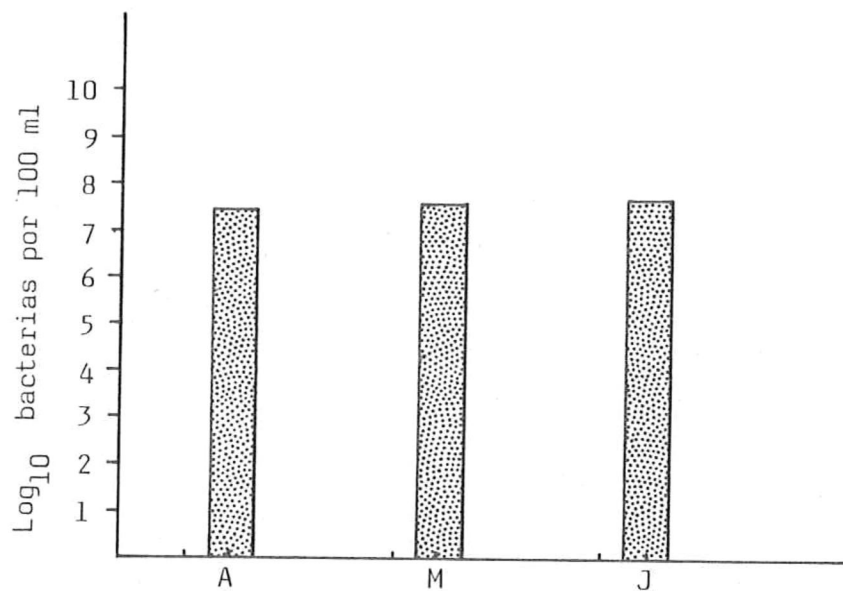


FIG. 7 Muestra los valores obtenidos para coliformes fecales por 100 ml en aguas negras (▨) y aguas blancas (□), durante los meses de abril, mayo y junio de 1986 (Ver Tabla III).

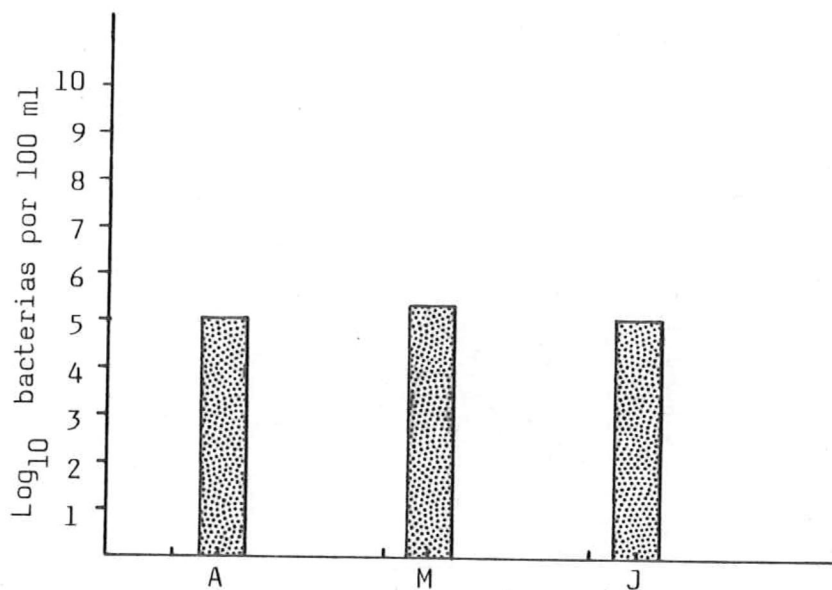


FIG. 8 Muestra los valores obtenidos para Estreptococos fecales por 100 ml en aguas negras (▨) y aguas blancas (□), durante los meses de abril, mayo y junio de 1986 (Ver Tabla III).

6.2 SUELOS DE CULTIVO

En las Tablas IV y V se resumen los resultados fisicoquímicos correspondientes a suelos de cultivo realizados en la parcela de prueba y testigo durante el período de estudio.

Según los resultados anteriormente mencionados (Tablas IV y V) los suelos analizados correspondieron a la clasificación textural de migajón arcilloso y arcillo arenoso en ambas parcelas.

La C.E., Ca^{++} , Mg^{++} y Cl^- variaron en la parcela de prueba (Tabla IV) en los tres meses de muestreo, siendo sus valores promedios entre 17.2 a 46.1 mmhos/cm, 59.5 a 139.0, 49.5 a 106.0 y de 130.0 a 355.0 meq/l, respectivamente. La parcela testigo (Tabla V) tuvo incremento, declive y nuevo aumento; los valores promedios quedaron comprendidos entre los rangos de 6.23 a 16.75 mmhos/cm, 24.0 a 68.8, 15.6 a 49.7 y de 62.9 a 131.1 meq/l, respectivamente.

El pH y HCO_3^- en la parcela de prueba (Tabla IV) tuvieron su valor más bajo en el mes de mayo, los valores máximos obtenidos fueron para el pH de 8.6 y 38 meq/l de HCO_3^- como máximo promedio. El comportamiento de éstos parámetros en la parcela testigo (Tabla V) fue diferente, con valor máximo de 8.7 en pH en el mes de junio, denotando diferencia significativa con el tiempo (Apéndice 6) y para HCO_3^- su valor máximo promedio fue de 15.9 meq/l en el mismo mes. Se encontró que existe diferencia significativa de

TABLA I V. RESULTADOS DE ANALISIS FISICOQUIMICOS DE LOS SUELOS REGADOS CON AGUAS NEGRAS (PARCELA DE PRUEBA), DURANTE LOS TRES MESES DE MUESTREO.

FECHA DEL MUESTREO	MUESTRA No.	PROFUNDIDAD (CM)	ARENA (%)	LIMO (%)	ARCILLA (%)	CLASIFICACION TEXTURAL	HUMEDAD (%)
Abr.28,1986	1	0 - 10	37.4	33.0	29.6	MIGAJON ARCILLOSO	14
	2	0 - 10	34.4	32.0	33.6	MIGAJON ARCILLOSO	16
	3	0 - 10	46.4	30.0	23.6	FRANCO	16
	4	0 - 10	52.4	25.0	22.6	MIGAJON ARC. ARENOSO	5
	5	0 - 10	30.4	38.0	31.6	MIGAJON ARCILLOSO	9
May.26,1986	1	0 - 10	34.4	37.6	28.0	MIGAJON ARCILLOSO	10
	2	0 - 10	34.4	29.8	35.8	MIGAJON ARCILLOSO	5
	3	0 - 10	48.4	27.8	23.8	FRANCO	8
	4	0 - 10	50.4	23.6	26.0	MIGAJON ARC. ARENOSO	26
	5	0 - 10	30.4	39.8	29.8	MIGAJON ARCILLOSO	23
Jun.25,1986	1	0 - 10	64.1	10.0	25.9	MIGAJON ARC. ARENOSO	8
	2	0 - 10	46.1	27.0	26.9	MIGAJON ARC. ARENOSO	15
	3	0 - 10	50.1	30.0	19.9	MIGAJON ARC. ARENOSO	10
	4	0 - 10	66.1	12.0	21.9	MIGAJON ARC. ARENOSO	8
	5	0 - 10	44.1	28.0	27.9	MIGAJON ARC. ARENOSO	16

.....

ANALISIS DE SALES SOLUBLES EN EXTRACTOS DE SATURACION (.... continúa Tabla IV)

FECHA DEL MUESTREO	MUESTRA No.	C.E. Mmhos cm	pH	CALCIO (Ca ⁺⁺)	MAGNESIO (Mg ⁺⁺)	SODIO (Na ⁺)	CARBONATOS (CO ₃ ⁻)	BICARBONATOS (HCO ₃ ⁻)	CLORUROS (Cl ⁻)	SULFATOS (SO ₄ ⁼)	PSI (%)	CLASIFICACION
Abr.28,1986	1	14.41	8.0	55.0	40.0	49.1	0.0	3.5	95.0	45.9	8.4	SALINO
	2	33.20	7.8	115.0	105.0	112.0	0.0	3.0	265.0	64.7	12.7	SALINO
	3	11.17	8.0	45.0	35.0	31.7	0.0	2.5	75.0	34.6	5.7	SALINO
	4	19.63	7.9	60.0	50.0	86.3	0.0	4.5	165.0	27.5	13.7	SALINO
	5	7.52	8.3	22.5	17.5	35.2	0.0	5.0	50.0	20.7	9.4	SALINO
May.26,1986	1	28.59	7.8	110.0	85.0	90.0	0.0	3.0	260.0	23.6	11.0	SALINO
	2	28.59	7.1	95.0	80.0	10.9	0.0	4.5	240.0	42.1	14.0	SALINO
	3	24.50	7.4	115.0	80.0	50.0	0.0	3.5	205.0	37.2	5.9	SALINO
	4	7.35	8.1	23.0	18.5	32.0	0.0	2.5	48.0	23.3	8.3	SALINO
	5	16.08	7.9	77.0	42.5	41.3	0.0	3.5	134.5	23.5	6.3	SALINO
Jun.25,1986	1	28.00	8.3	75.0	65.0	140.0	5.0	50.0	175.0	47.0	18.9	SALINO SODICO
	2	44.00	8.6	175.0	25.0	240.0	0.0	35.0	305.0	95.0	25.4	SALINO SODICO
	3	108.00	8.1	300.0	350.0	430.0	0.0	35.0	935.0	105.0	26.2	SALINO SODICO
	4	37.50	7.8	100.0	70.0	205.0	5.0	35.0	285.0	48.0	23.3	SALINO SODICO
	5	13.00	7.8	45.0	20.0	65.0	5.0	35.0	75.0	18.0	13.0	SALINO

....

(.... continúa Tabla IV)

FECHA DEL MUESTREO	MUESTRA No.	MATERIA ORGANICA (%)	NITROGENO TOTAL (Kg/ha)	FOSFORO (P ₂ O ₅) (Kg/ha)	POTASIO (K ₂ O) (Kg/ha)
Abr.28,1986	1	1.41	63.0	186.0	424.0
	2	1.88	85.0	225.0	621.0
	3	1.88	85.0	231.0	847.0
	4	1.74	78.0	202.0	534.0
	5	1.68	70.0	111.0	39.0
May.26,1986	1	1.34	60.0	90.0	161.0
	2	1.27	67.0	152.0	245.0
	3	1.54	87.0	178.0	311.0
	4	1.60	78.0	153.0	410.0
	5	1.87	70.0	144.0	219.0
Jun.25,1986	1	2.00	90.0	309.0	162.0
	2	1.70	78.0	291.0	77.0
	3	1.90	87.0	274.0	219.0
	4	2.50	119.0	291.0	186.0
	5	1.40	65.0	98.0	80.0

TABLA V. RESULTADOS DE ANALISIS FISICOQUIMICOS DE LOS SUELOS REGADOS CON AGUAS BLANCAS (PARCELA TESTIGO), DURANTE LOS TRES MESES DE MUESTREO.

FECHA DEL MUESTREO	MUESTRA No.	PROFUNDIDAD (CM)	ARENA (%)	LIMO (%)	ARCILLA (%)	CLASIFICACION TEXTURAL	HUMEDAD (%)
Abr.28,1986	1	0 - 10	42.0	34.0	24.0	FRANCO	1
	2	0 - 10	36.0	34.0	30.0	MIGAJON ARCILLOSO	1
	3	0 - 10	36.0	37.0	27.0	MIGAJON ARCILLOSO	48
	4	0 - 10	34.0	36.0	30.0	MIGAJON ARCILLOSO	6
	5	0 - 10	26.0	43.0	31.0	MIGAJON ARCILLOSO	16
May.26,1986	1	0 - 10	44.2	28.8	27.0	FRANCO	5
	2	0 - 10	60.4	16.6	23.0	MIGAJON ARC. ARENOSO	7
	3	0 - 10	48.4	27.6	24.0	MIGAJON ARC. ARENOSO	14
	4	0 - 10	60.4	15.8	23.8	MIGAJON ARC. ARENOSO	5
	5	0 - 10	50.4	20.8	28.8	MIGAJON ARC. ARENOSO	4
Jun.25.1986	1	0 - 10	44.0	30.0	26.0	FRANCO	5
	2	0 - 10	70.1	14.0	15.9	MIGAJON ARCILLOSO	5
	3	0 - 10	46.1	26.0	27.9	MIGAJON ARC. ARENOSO	6
	4	0 - 10	48.1	26.0	25.9	MIGAJON ARC. ARENOSO	1
	5	0 - 10	50.1	23.0	26.9	MIGAJON ARC. ARENOSO	5

.....

ANALISIS DE SALES SOLUBLES EN EXTRACTOS DE SATURACION

(.... continúa Tabla V)

FECHA DEL MUESTREO	MUESTRA No.	C.E. Mmhos cm	pH	CALCIO (Ca ⁺⁺)	MAGNESIO (Mg ⁺⁺)	SODIO (Na ⁺)	CARBONATOS (CO ₃ ⁼)	BICARBONATOS (HCO ₃ ⁻)	CLORUROS (Cl ⁻)	SULFATOS (SO ₄ ⁼)	PSI (%)	CLASIFICACION
Abr.28,1986	1	9.60	8.0	34.0	23.5	38.5	0.0	3.5	80.5	12.7	8.6	SALINO
	2	14.20	8.0	60.0	45.0	47.0	0.0	6.5	120.0	26.2	7.7	SALINO
	3	25.53	7.9	100.0	80.0	45.3	0.0	4.5	210.0	11.5	5.5	SALINO
	4	21.13	7.8	95.0	65.0	51.3	0.0	2.5	170.0	39.4	6.7	SALINO
	5	13.27	7.7	55.0	35.0	42.7	0.0	2.0	75.0	55.9	7.6	SALINO
May.26,1986	1	1.48	8.4	5.0	3.0	6.8	0.0	3.5	47.5	19.5	3.6	NORMAL
	2	1.50	8.3	5.0	3.0	7.0	0.0	4.0	19.0	13.1	3.8	NORMAL
	3	7.04	8.1	25.5	16.0	28.9	0.0	4.0	63.0	4.0	71.0	SALINO
	4	7.66	8.2	29.5	18.0	29.1	0.0	4.5	65.0	7.8	77.3	SALINO
	5	13.48	8.0	55.0	38.0	41.8	0.0	6.0	120.0	9.5	135.5	SALINO
Jun.25,1986	1	1.75	8.7	4.5	2.5	10.5	0.5	7.0	9.5	0.0	6.5	NORMAL
	2	0.76	8.6	1.4	0.6	5.6	0.0	3.0	4.0	0.0	6.5	NORMAL
	3	13.78	8.7	50.0	40.0	47.0	5.0	30.0	95.0	6.0	8.3	SALINO
	4	29.20	8.3	100.0	80.0	112.0	5.0	30.0	230.0	25.0	13.9	SALINO
	5	4.12	8.5	4.6	4.2	32.4	0.5	9.5	33.0	0.0	17.6	SALINO SODICO

.....

(.... continúa Tabla V)

FECHA DEL MUESTREO	MUESTRA No.	MATERIA ORGANICA (%)	NITROGENO TOTAL (Kg/ha)	FOSFORO (P ₂ O ₅) (Kg/ha)	POTASIO (K ₂ O) (Kg/ha)
Abr.28,1986	1	3.15	142.0	111.0	273.0
	2	2.68	121.0	191.0	144.0
	3	3.75	169.0	158.0	454.0
	4	3.42	154.0	196.0	10.0
	5	2.21	99.0	225.0	586.0
May.26,1986	1	1.90	150.0	195.0	213.0
	2	2.99	165.0	225.0	175.0
	3	2.62	120.0	174.0	302.0
	4	2.50	82.0	243.0	184.0
	5	2.20	131.0	193.0	266.0
Jun.25,1986	1	3.40	155.0	141.0	22.0
	2	0.90	40.0	162.0	27.0
	3	3.70	165.0	225.0	38.0
	4	3.80	171.0	181.0	22.0
	5	2.40	111.0	167.0	196.0

bicarbonatos en la parcela de prueba a través del tiempo (Apéndice 5), sin embargo, al comparar los resultados del mismo con los de la parcela testigo, tal diferencia no existe (Apéndice 4).

Tanto el Na^+ , CO_3^- , porcentaje de materia orgánica (M.O.) y potasio (K_2O) observaron el mismo comportamiento en la dos parcelas de estudio (Tablas IV y V); los valores promedios para Na^+ fueron de 62.8, 44.8 y 21.6 meq/l (con diferencia significativa a través del tiempo) (Apéndice 5) en la parcela de prueba y de 44.9, 22.7 y 41.5 meq/l en la parcela testigo en los tres meses de muestreo. El valor mínimo correspondió al mes de mayo y se observa que los resultados se registraron más bajos en la parcela testigo. En los meses de abril y mayo los CO_3^- tuvieron un valor igual a 0 y en junio se encontró un promedio de 3.0 meq/l para la parcela de prueba y 2.2 meq/l en la parcela testigo. No hay diferencia significativa entre parcelas en lo referente a CO_3^- (Apéndice 4), pero a través del tiempo en cada una de ellas si existe (Apéndices 5 y 6).

En lo referente al porcentaje de M.O. presentó un comportamiento que tiende a irregular en las parcelas de prueba y testigo (Tablas IV y V), siendo más bajo en el mes de mayo y aumentando en el de junio; los valores promedios se encuentran comprendidos en el rango de 1.52 a 1.90 y de 2.4 a 3.0, respectivamente. Este porcentaje es mayor en la parcela testigo. La tendencia del K_2O fue a disminuir en ambas parcelas no presentando diferencia significativa entre sí (Apéndice 4), sus valores promedios oscilaron entre 144.8 a 493.0 kg/ha en la parcela de prueba y de 61.0 a

293.4 kg/ha en la parcela testigo.

Los $\text{SO}_4^{=}$ y nitrógeno total (N) tendieron a decrecer durante el mes de mayo en la parcela de prueba (Tabla IV), incrementándose en junio; los valores promedios se encuentran comprendidos en el rango de 29.9 a 62.6 meq/l y 72.4 a 87.8 kg/ha. En la parcela testigo (Tabla V) ambos decrecieron teniendo valores de 6.2 a 29.1 meq/l y de 128.4 a 137.0 kg/ha, respectivamente. Entre los valores de $\text{SO}_4^{=}$ en la parcela testigo se encontró diferencia significativa a través del tiempo (Apéndice 6).

En el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y fósforo (P_2O_5) hubo una relación inversa comparando los valores promedios de ambas parcelas (Tablas VI y V), mientras se observa un aumento en la primera, ocurre un descenso en la segunda y así sucesivamente. Los valores oscilantes de PSI son de 9.1 a 21.3 con diferencia significativa a través del tiempo (Apéndice 5) y de 143.4 a 252.6 kg/ha de P_2O_5 en la parcela de prueba; en la parcela testigo sus valores variaron de 7.2 a 58.2 de PSI y 175.2 a 206.0 kg/ha de P_2O_5 . Comparando el PSI y P_2O_5 en las dos parcelas, no se encontró diferencia significativa (Apéndice 4).

De acuerdo a la cantidad de sales solubles presentes en la muestra, durante los meses de abril y mayo la zona de interés en la parcela de prueba se presentó salina (Tabla IV) y no fue sino hasta junio en que se presentó como salina sódica. Durante la mayor parte del período de muestreo, la zona de interés de la parcela testigo se presentó salina (Tabla V) te

niéndose en mayo y junio dos puntos clasificados como normales y uno salino sódico correspondiente al último mes de estudio.

En la Tabla VI se resumen los resultados bacteriológicos expresados en el número de organismos por gramo de suelo seco, correspondientes al mismo período para la parcela de prueba y testigo y graficándose comparativamente sus valores promedios (Figs. 9-12).

Para bacterias aeróbicas totales los valores observados para la parcela de prueba son mayores que los obtenidos en la parcela testigo (Tabla VI) y en general ambas tendieron a mantener constante su densidad durante los tres meses de muestreo (Fig. 9) ya que no se observó diferencia significativa a través del tiempo dentro de cada parcela (Apéndice 5 y 6). Los valores promedios oscilaron de 3.1×10^7 a 3.7×10^7 y de 2.6×10^6 a 1.2×10^7 , respectivamente. Al comparar las densidades de bacterias aeróbicas totales de los suelos estudiados se observa diferencia significativa entre ambos (Apéndice 4).

El número más probable de coliformes totales fue ligeramente mayor que los fecales en las dos parcelas de estudio (Tabla VI). Sus promedios se encuentran comprendidos entre 1.5×10^3 a 2.4×10^3 en coliformes totales y de 7.3×10^2 a 1.2×10^3 en coliformes fecales para la parcela de prueba y de 1.7×10^2 a 2.6×10^2 y 6.6×10^1 a 1.2×10^2 , respectivamente en la parcela testigo (Figs. 10 y 11). Se observa que tanto coliformes totales como fecales fueron mayores en densidad en la parcela de prueba.

TABLA VI. RESULTADOS DE ANALISIS BACTERIOLOGICOS DE LOS SUELOS REGADOS CON AGUAS NEGRAS (PARCELA DE PRUEBA) Y SUELOS REGADOS CON AGUAS BLANCAS (PARCELA TESTIGO) DURANTE LOS TRES MESES DE MUESTREO.

FECHA DEL MUESTRO	MUESTRO No.	BACTERIAS AEROBICAS TOTALES/ G		COLIFORMES TOTALES/ G		COLIFORMES FECALES/ G		ESTREPTOCOCOS FECALES/G	
		PRUEBA	TESTIGO	PRUEBA	TESTIGO	PRUEBA	TESTIGO	PRUEBA	TESTIGO
Abr. 28, 1986	1	1.2×10^7	2.3×10^5	1.2×10^3	1.2×10^2	6.0×10^2	1.0×10^1	1.2×10^2	2
	2	7.3×10^7	4.1×10^6	3.6×10^3	2.2×10^2	1.2×10^3	2.0×10^2	1.2×10^2	20
	3	3.8×10^7	2.7×10^6	1.5×10^3	2.0×10^2	7.6×10^2	1.0×10^1	7.6×10^2	2
	4	3.1×10^7	3.8×10^6	9.0×10^2	2.0×10^2	8.0×10^2	1.0×10^2	7.0×10^2	2
	5	1.2×10^7	2.2×10^6	6.0×10^2	1.5×10^2	3.0×10^2	1.0×10^1	2.0×10^2	7
May. 26, 1986	1	3.0×10^7	4.8×10^6	9.0×10^2	3.0×10^2	8.0×10^2	1.5×10^2	7.0×10^2	65
	2	4.4×10^7	3.7×10^6	1.7×10^3	2.0×10^2	9.0×10^2	1.0×10^2	9.0×10^2	50
	3	4.0×10^7	4.0×10^6	3.2×10^3	2.5×10^2	1.6×10^2	1.0×10^2	3.2×10^2	10
	4	3.4×10^7	5.2×10^5	1.7×10^3	2.8×10^2	5.6×10^2	1.0×10^2	1.7×10^2	15
	5	4.1×10^7	4.7×10^7	1.6×10^3	2.5×10^2	8.2×10^2	1.0×10^2	8.2×10^2	50
Jun. 25, 1986	1	1.9×10^7	3.1×10^6	2.0×10^3	2.0×10^2	1.0×10^3	1.0×10^2	9.1×10^1	9
	2	4.5×10^7	2.7×10^6	4.0×10^3	2.0×10^2	2.0×10^3	1.0×10^2	9.0×10^2	40
	3	3.6×10^7	3.2×10^6	3.6×10^3	5.0×10^2	1.8×10^2	2.0×10^2	8.4×10^2	8
	4	2.8×10^7	3.7×10^6	1.5×10^3	2.0×10^2	8.0×10^2	1.0×10^2	6.5×10^2	40
	5	2.7×10^7	2.8×10^6	1.3×10^3	2.0×10^2	4.5×10^2	1.0×10^2	5.4×10^2	60

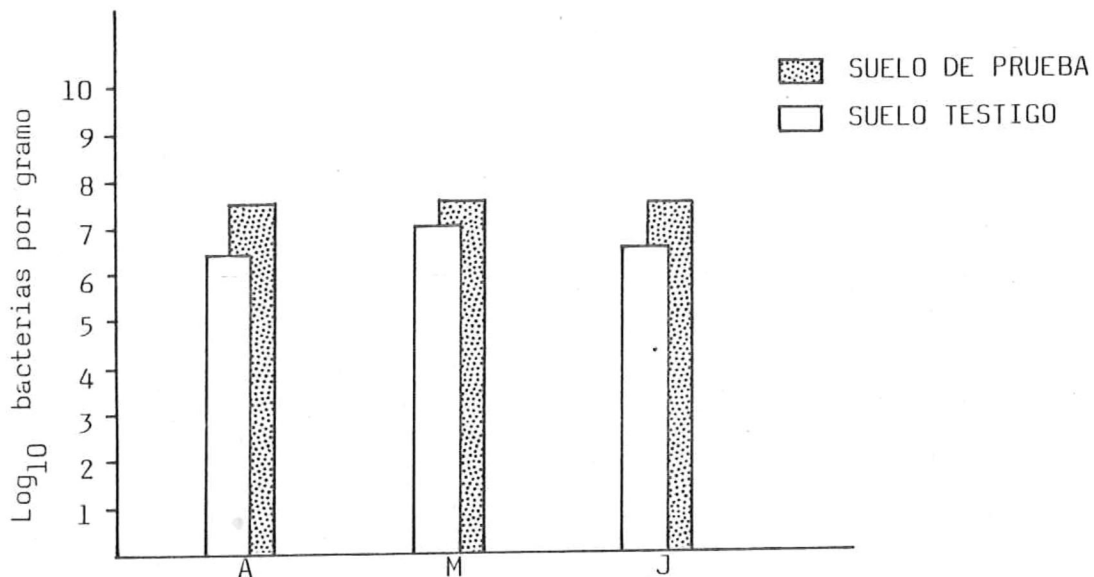




FIG. 9 Muestra los valores obtenidos para bacterias aeróbicas (No. de org/g de suelo seco) en suelos agrícolas del ejido Chapultepec, regados con aguas negras () y aguas blancas (), durante los meses de abril, mayo y junio de 1986.

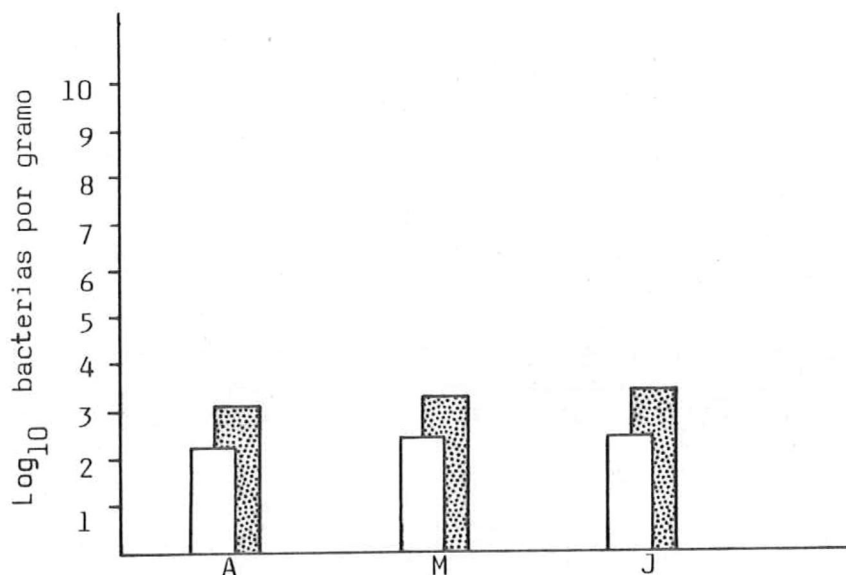




FIG. 10 Muestra los valores obtenidos para coliformes totales (No. de org/g de suelo seco) en suelos agrícolas del ejido Chapultepec, regados con aguas negras () y aguas blancas (), durante los meses de abril, mayo y junio de 1986.

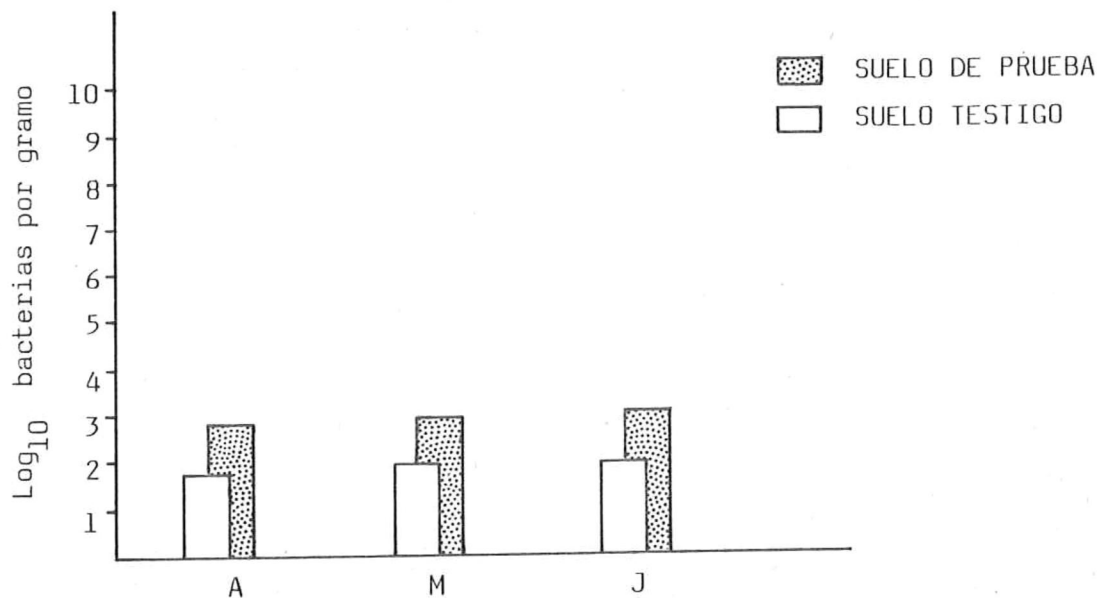


FIG. 11 Muestra los valores obtenidos para coliformes fecales (No.de org/g de suelo seco) en suelos agrícolas del ejido Chapultepec, regados con aguas negras (▨) y aguas blancas (□), durante los meses de abril, ma_yo y junio de 1986.

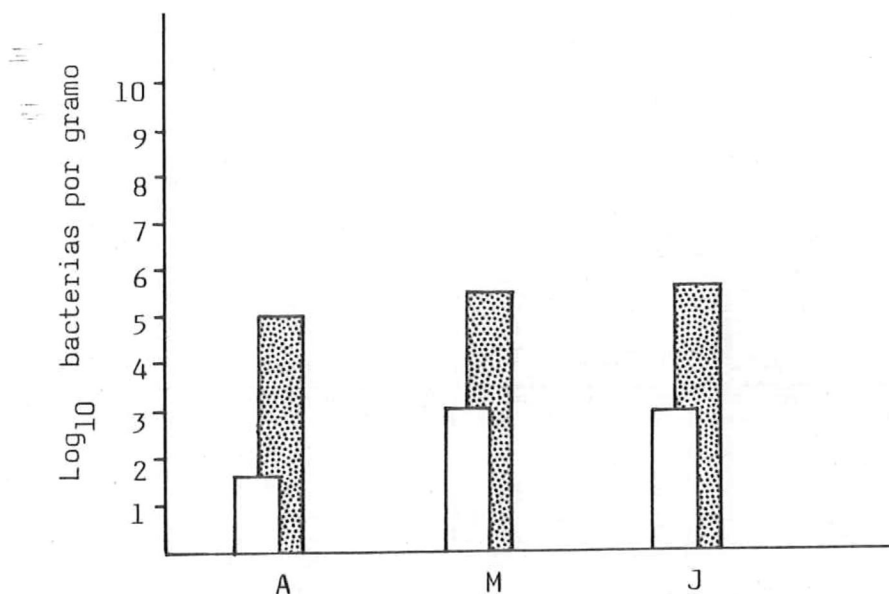


FIG. 12 Muestra los valores obtenidos para *Streptococcus* fecales (No.de org/g de suelo seco) en suelos agrícolas del ejido Chapultepec, regados con aguas negras (▨) y aguas blancas (□), durante los meses de abril, mayo y junio de 1986.

La densidad poblacional de los estreptococos fecales no fue muy variable en la parcela de prueba (Tabla VI), sus valores promedios van de 3.8×10^2 a 6.0×10^2 . En la parcela testigo se encuentra diferencia significativa a través del tiempo (Apéndice 6), su valor mínimo se registra durante abril al que le corresponde un promedio de 7 organismos por gramo de suelo y su máximo en mayo con 38 estreptococos fecales por gramo de suelo (Fig. 12).

Tanto para coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales se encontró diferencia significativa en las densidades observadas entre ambas parcelas (Apéndice 4).

En la Tabla VII se muestran los resultados de los análisis bacteriológicos efectuados a diferentes profundidades del perfil del suelo y correspondientes a dos puntos de muestreo de la parcela de prueba señalados en la Fig. 3, determinándose el número más probable de coliformes totales y fecales por gramo de suelo seco y graficados en las Figuras 13 - 16.

De los 0-30 cm de profundidad se tuvieron 11 coliformes totales (Fig. 13) y un contenido de humedad en el suelo del 5% en el primer punto y 178 coliformes totales (Fig. 15) con 12% de humedad en el suelo en el segundo. No se detectaron coliformes de los 30-60 y 60-90 cm (Figs. 13 y 15), así como tampoco coliformes fecales de los 0-30, 30-60 y 60-90 cm de profundidad (Figs. 14 y 16), reportándose el dato como < 3 .

TABLA VII. RESULTADOS DE ANALISIS BACTERIOLOGICOS A PROFUNDIDAD DE LOS SUELOS REGADOS CON AGUAS NEGRAS (PARCELA DE PRUEBA), DEL EJIDO CHAPULTEPEC, BAJA CALIFORNIA.

FECHA DEL MUESTREO	MUESTRA No.	PROFUNDIDAD (CM)	HUMEDAD (%)	COLIFORMES TOTALES/ G	COLIFORMES FECALES/ G
Jun.25,1986	I	0 - 30	5	11	< 3
		30 - 60	30	< 3	< 3
		60 - 90	30	< 3	< 3
Jun.25,1986	II	0 - 30	12	178	< 3
		30 - 60	20	< 3	< 3
		60 - 90	30	< 3	< 3

Figs.13-16 Muestran el número de coliformes totales y fecales por gramo de suelo seco a distintas profundidades (0-30, 30-60 y 60-90 cm) en dos estaciones de muestreo de la parcela de prueba.

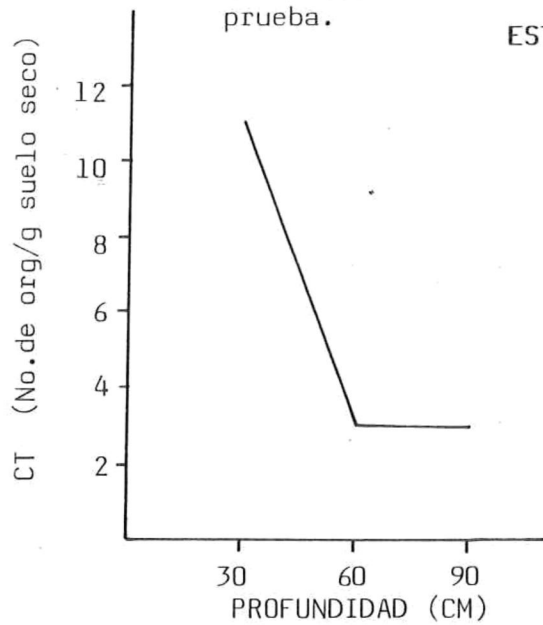


FIG.13 COLIFORMES TOTALES (CT)

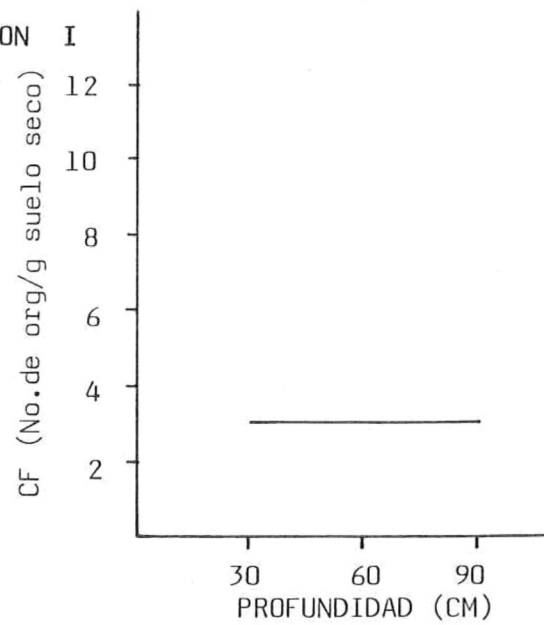


FIG.14 COLIFORMES FECALES (CF)

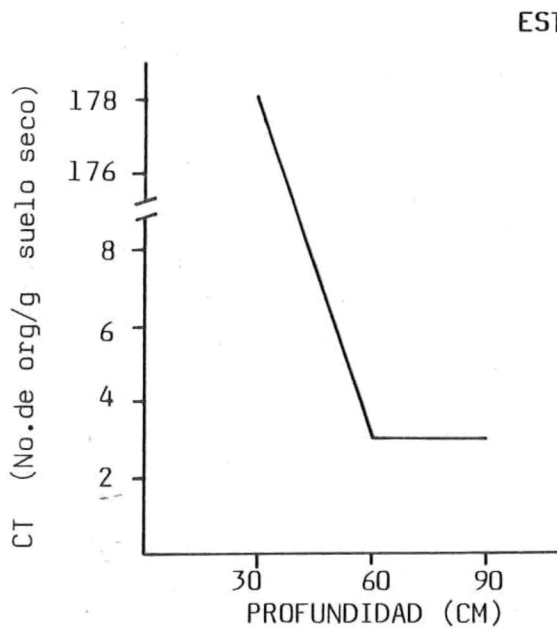


FIG.15 COLIFORMES TOTALES (CT)

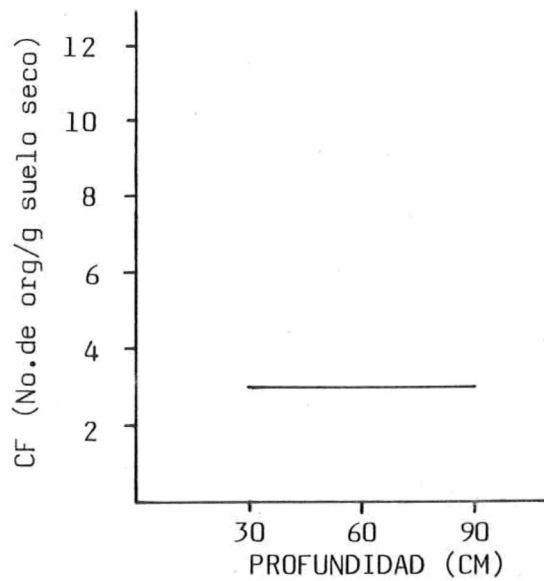


FIG.16 COLIFORMES FECALES (CF)

7 DISCUSION

Aprovechar las aguas negras con fines de riego, obliga al análisis de sus constituyentes para su caracterización, cuantificación y estimación futura, así como al establecimiento de los mecanismos de tratamiento y disposición (Phung et al.,1978). Las características discutidas en esta investigación comprenden los principales parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, que en conjunto nos dan la dimensión de la fuerza contaminante que llevan los efluentes de aguas negras producidas por la ciudad de Ensenada; se analizan algunos efectos que pueden ser degradativos según las características edáficas de los suelos de cultivo.

Los principales constituyentes que se determinaron y se discuten a continuación para aguas de riego y suelos de cultivo son: 1). Características físicas: temperatura, turbidez, color y olor. 2). Características químicas: oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, sólidos disueltos totales, materia orgánica, potencial hidrógeno, carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, nitrógeno, fósforo, potasio, detergentes, grasas y aceites, alcalinidad, dureza total (Ca^{++} y Mg^{++}), sodio y relación de adsorción del sodio.

Para la caracterización más completa de estos efluentes urbanos se hicieron algunas consideraciones de boro y metales pesados para evaluar los efectos degradativos al ecosistema, sin que fueran determinados con su

análisis y considerándose únicamente el origen netamente doméstico de las aguas negras.

3). En el aspecto microbiológico fueron determinadas bacterias aeróbicas totales, coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales; discutiéndose los resultados obtenidos y sus densidades a diferentes profundidades del perfil del suelo.

1. CARACTERISTICAS FISICAS

Las propiedades físicas de las aguas residuales son conferidas en su mayor parte por el contenido total de sólidos, en sus diferentes variantes de materias flotantes, sustancias coloidales y materia disuelta (Seoanez, 1978). Estos sólidos producen importantes problemas si llegan a un suelo agrícola, debido a su capacidad de ocluir los poros del suelo (colmatación) y de recubrir la superficie de la tierra (Pound y Crites, 1973).

Temperatura

La temperatura de los efluentes urbanos de la ciudad de Ensenada no planteó graves problemas, ya que las Normas Oficiales para aguas residuales (SARH, 1975) establecen un valor máximo de 35 °C, mientras que los valores obtenidos oscilaron a través del tiempo de muestreo de 20 a 26 °C, lo cual favorece el desarrollo de la fauna bacteriana (SIC) y flora autoctona del suelo y realiza una acción amortiguadora frente a la temperatura

ambiente, tanto en verano como en invierno (Seoanez,1978). Las aguas blancas analizadas presentaron temperaturas de 27 a 28 °C.

Turbidez

La turbidez de las aguas negras es un indicador de su fuerza contaminante ó cantidad de materia en suspensión y depende de la materia coloidal que se encuentre presente. Los valores encontrados son de <50 a 420 UTJ, considerándose los valores como medios en su contenido (Reyes,1970). Las leyes mexicanas en el reglamento respectivo (SARH,1975), solo establece condiciones naturales para su uso agrícola.

Color

El color de los efluentes urbanos produce un pequeño efecto sobre las áreas de aplicación; normalmente, el color es indicativo de la concentración y composición de las aguas contaminadas y varía del gris al negro (Babbit y Baumann,1965; Reyes,1970). En nuestro caso se observó generalmente un color gris oscuro, quizá por tener cierto grado de septización. En la medida que éste es más intenso, la capacidad de absorción de energía solar es mayor y ello redundaría en una ligera elevación de la temperatura del suelo bajo cultivo (Seoanez,1978).

Olor

El olor fétido característico de las aguas negras analizadas es ind
cativo de un deficiente grado de tratamiento y es causado por la descom
posición anaerobia de la materia orgánica y del que se responsabiliza
principalmente al ácido sulfhídrico, xindol, escatoles, mercaptanos y
otras sustancias volátiles (Babbit y Baumann,1965). La emisión de olores
en el campo de cultivo estará relacionada directamente al grado de trata
miento y sistema de riego utilizado, siendo más intenso al emplear asper
sores por la distribución de la materia orgánica putrecible (Mosier,1977);
sin embargo, ya que éste no es el medio de riego utilizado en el ejido
Chapultepec, ésta característica resulta no problemática.

Con la desinfección de estos volúmenes previa al reuso, se logra su-
primir los procesos de descomposición de la materia orgánica (Bonilla,
1982; SARH,1984) y consecuentemente la generación de gases (CO_2 , NH_3 , etc)
y otros productos volátiles (Cuellar,1982). Sin embargo, los problemas de
olor en suelos de cultivo utilizando aguas residuales municipales son mí-
nimos y pueden ser menos ofensivos que los olores emitidos por los propios
sistemas de tratamiento (Hart, Flocker y York,1969).

2. CARACTERISTICAS QUIMICAS

Las características químicas del agua presentan suma importancia debi
do a que interaccionan con las del suelo y hacen variar el valor de cada

parámetro resultante (Seoanez,1978; EPA,1981). Ello nos obliga a considerar que las modificaciones a provocar con el reuso de estos caudales, tienen que poseer un sentido de equilibrio y evitar que un componente cualquiera se convierta en factor limitante para el crecimiento de la producción agrícola que se desea obtener (Seoanez,1978).

Por lo anterior, a continuación se discuten los principales componentes químicos del agua residual doméstica que pudiesen degradar las propiedades edáficas del suelo y repercutir en el desarrollo y calidad de los productos agrícolas.

Oxígeno disuelto (OD)

En todos los desechos líquidos el oxígeno disuelto (OD) es un factor que determina los cambios biológicos que se llevan a cabo por organismos ya sean aeróbicos ó anaeróbicos. El primer uso que le dan los organismos aeróbicos al oxígeno libre es la oxidación de la materia orgánica para darnos productos finales inocuos, posteriormente se llevan a cabo oxidaciones a través de la reducción de ciertas sales inorgánicas (Mosier , 1977), cuyos productos finales son desagradables a la vista y producen olores fétidos y nauseabundos (Jonguitud,1981; Cuellar,1982). Cuando el OD se acaba, los organismos anaeróbicos se desarrollan, efectuando finalmente las mismas funciones de estabilización con sus propios medios bioquímicos (Culp, Wesner y Culp,1979) cuyos productos finales son nocivos , creando condiciones inapropiadas para el medio, el cuál se convierte en

un medio específico para que se desarrollen microorganismos enteropatógenos tales como Salmonella spp, Shigella spp, E. coli, B. subtilis, C. perfringens y S. aureus. Este problema se recrudece debido a que los procesos anaeróbicos son lentos en la estabilización de la materia orgánica biodegradable (Cuellar,1982).

En el presente estudio se determinó el OD en aguas negras encontrándose se valores de 0.45 a 0.71 mg/l, considerados como bajos ya que en el Reglamento para la Prevención y Control de la contaminación de Aguas (SARH, 1975) establece > 3.2 mg/l en función del uso agrícola. Se ocasiona con esto los problemas anteriormente descritos y debidos principalmente a los procesos de descomposición por los microorganismos anaeróbicos y a la falta de una aeración adecuada.

Este aspecto es de consideración cuando el caudal de aguas negras es dispuesto a un cuerpo receptor y no tanto para el tipo de disposición utilizado con fines de riego. A lo que se incurrirá son básicamente escasos olores condicionados por los procesos aeróbicos y anaeróbicos discutidos (Hart et al.,1969); sin embargo, el recorrido de estos volúmenes a través del canal de conducción y la cloración propuesta en esta investigación previa a su reutilización, reducirá sustancialmente la emisión de olores y favorecerá la calidad final de estos efluentes (Arredondo y Orozco,1984).

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) se utiliza para medir la fuerza contaminante de los desechos domésticos e industriales en términos del oxígeno que éstos requerirían si fueran descargados en cualquier curso de agua en donde existen condiciones aneróbicas (CIC - TUS,1976; Bonilla,1982).

Las fluctuaciones de la DBO presentes en los efluentes de estas aguas de desecho se encuentran entre 152 a 480 mg/l (valores de medios a altos) y al compararlos con los valores de OD se observa que al aumentar éste, disminuye la DBO por lo que son inversamente proporcionales, lo cuál ocurre en todas las aguas residuales. En caso de colmatación en el suelo objeto del vertido, las aguas residuales de origen urbano necesitan ser tratadas previamente a su aplicación al suelo, en lo que se refiere a la DBO y a los sólidos en suspensión (Seoanez,1978), haciéndose necesario un tratamiento que reduzca a límites adecuados a éstos dos parámetros.

Demanda química de oxígeno (DQO)

Esta prueba es también usada para medir la fuerza contaminante de las descargas de aguas residuales tanto municipales como industriales (Babbit y Baumann,1965). La prueba mide la cantidad total de oxígeno requerido para estabilizar toda (ó la mayoría) la materia orgánica e inorgánica por la acción de agentes oxidantes, sin diferenciar el porcentaje de la mate-

ria que es biodegradable ni la orgánica de la inorgánica (Bonilla,1982). La DQO está relacionada con la DBO de las siguientes maneras (Babbit y Baumann,1965; CICTUS,1976):

1. Cuando la DBO y la DQO tienen los mismos valores, toda la materia (ó en su mayoría) es carbonosa y biodegradable.
2. Cuando el valor de la DBO es menor que el valor de la DQO, la diferencia es materia orgánica e inorgánica no biodegradable y comúnmente conservativa.
3. El valor de la DQO comúnmente es mayor que el de la DBO.

Para la mayoría de los desechos se puede establecer una corrección entre el valor de la DQO y el de la DBO; una vez que se haya establecido esta corrección, las pruebas de DQO pueden ser usadas como una buena medida para el control y operación de los sistemas de tratamiento (CICTUS,1976).

Los valores encontrados en esta investigación fueron de 152 a 330 mg/l y según lo anterior se cumple que la DQO comúnmente es mayor que la DBO a excepción del valor mínimo en el mes de mayo (152 mg/l) en que se comporta de manera contraria.

Los valores que se han considerado como típicos para aguas de este tipo son: altos,1000 mg/l; medios,500 mg/l y bajos,250 mg/l (CICTUS,1976) , que al compararlos con los valores obtenidos vemos que se encuentran en -

tre el rango de bajo a medio, lo cuál significa que un porcentaje de los desechos que arroja la ciudad es materia no biodegradable y hace necesario su tratamiento previo a la descarga de estos volúmenes en la zona de riego a fin de no incurrir en la degradación del medio, dado el grado acumulativo de éstos desechos.

Sólidos disueltos totales (SDT)

Las aguas negras de la ciudad de Ensenada presentaron valores que oscilan entre 1504 a 3622 mg/l, quedando clasificadas como aguas con ciertas restricciones en su empleo para riego. En función a la C.E. (2400 a 3000 micromhos/cm) y RAS (7.0 a 7.4 mg/l), quedan clasificadas como C_4S_2 , lo que denota un alto contenido de sales, siendo peligrosas y probablemente dañinas para cultivos sensibles (U.S. Salinity Lab., 1963); por lo tanto, se recomiendan cultivos que tengan tolerancia a la salinidad, quedando su uso generalmente restringido a cultivos de fibras textiles y otros industriales (remolacha azucarera, etc.); con buenos rendimientos es factible el riego de cultivos ornamentales (gladiola, etc.), cultivos forrajeros (alfalfa, pastos, trébol, sorgo trudan, zacates: Johnson, Rye grass, etc.) y vegetales que sean consumidos después de cocidos, cuya diversidad estará en función del grado de tratamiento de estas aguas (Hinrichs, 1980; EPA, 1981).

Para aguas blancas se obtuvieron valores de 1696 a 1746 mg/l de SDT, con una C.E. de 2796 a 2900 micromhos/cm y un RAS de 4.8 a 5.1 mg/l, que

dando clasificadas de la misma manera que las aguas negras (C_4S_2); éste dato quedó confirmado por el análisis estadístico de donde se determinó que no existe diferencia significativa en el contenido de SDT y C.E. entre ambas aguas. Según su categoría, representan un peligro considerable si se disponen sobre suelos de textura media, solo deberán utilizarse en suelos con suficiente materia orgánica y como ya se mencionó con anterioridad, en cultivos tolerantes a las sales (U.S. Salinity Lab., 1963).

Del análisis agrológico efectuado al ejido Chapultepec, se encontró que el 75.58% del área total es de textura pesada a moderadamente pesada con drenaje superficial e interno de muy lento a moderadamente lento. El 24.42% del suelo restante presenta texturas franco arenosa con drenaje superficial e interno eficiente (Pillado, 1986).

La permeabilidad del suelo es un factor de importancia vital en los proyectos de riego comercial, donde serán utilizadas aguas negras como fuente de abastecimiento, recomendándose suelos con permeabilidad moderadamente lenta, moderada y moderadamente rápida. Mayores rangos de permeabilidad (rápida a muy rápida) se recomiendan en procesos de eliminación de las aguas negras y sin que éstas sean aprovechadas con fines de riego (EPA, 1981).

Por lo anterior, se puede considerar que de manera general los suelos que actualmente son irrigados con aguas negras son adecuados en rela

V

ción al parámetro analizado (SDT), ya que son considerados como medianamente ricos en el contenido de materia orgánica, sin embargo, será necesario que se doten de un eficiente sistema de drenaje agrícola y se ejecuten los trabajos preagrícolas a fin de optimizar el drenaje interno de los mismos, con especial énfasis en aquellos suelos caracterizados por un drenaje muy lento.

De acuerdo a las normas de clasificación para suelos salinos y alcalinos basados en la C.E., PSI y pH, se podría caracterizar a los suelos muestreados próximos a la zona de la raíz e irrigados con aguas negras, como salinos y en algunos casos como salino-sódicos (U.S. Salinity Lab., 1963), con valores promedios de C.E. de 17.2 a 46.1 mmhos/cm, 9.1 a 21.3 de PSI (con diferencia significativa a través del tiempo) y 7.1 a 8.6 en el pH. Los suelos de la zona de la raíz y donde fueron utilizadas aguas subterráneas también mostraron efectos salinos con una C.E. promedio de 6.23 a 16.75 mmhos/cm, 7.2 a 58.2 PSI y pH de 7.7 a 8.7. Los resultados estadísticos confirmaron que las muestras tomadas en ambas parcelas son salinas al no existir diferencia significativa en el PSI interparcelario.

La salinidad encontrada podría no tener representatividad para la totalidad de la parcela y los valores altos pueden atribuirse a la forma de riego (surcos), de acuerdo a esto, se esperaría que en la parte central del surco se encuentre una menor proporción de sales, ya que éstas son transportadas y elevadas, quedando transitoriamente inmóviles arriba

del nivel de la corriente, zona cercana a la raíz de la planta y lugar donde fueron tomadas las muestras. Esto podría afectar la naturaleza y actividad de la población microbiana del suelo, pero su acción depende de la naturaleza de la sal, tipo de suelo y naturaleza del organismo considerado (Ortiz y Ortiz,1980).

Materia orgánica (M.O.)

El efecto sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo, está relacionado no solamente a la materia orgánica (M.O.) contribuida por el efluente aplicado en irrigación, sino también es debido a la M.O. sintetizada por la planta y al crecimiento microbiológico (Epstein,1975; Seoanez, 1978). Su adición permite el desarrollo de la flora microbiana autoctona, incrementa la velocidad de formación de los complejos organominerales del suelo, elevando la capacidad de intercambio iónico y favoreciendo finalmente las propiedades físicas del suelo, tales como permeabilidad, retención del agua, aeración, etc., y en definitiva, la fertilidad del mismo (Seoanez,1978).

En suelos agrícolas de Israel, fue medido el efecto que ejerció durante 25 años la M.O. contenida en el efluente de aguas negras a través del perfil del suelo, su porcentaje se incrementó 2.1% de 0-30 cm., 0.3% de 30-60 cm y 0.14% de 60-90 cm. En suelos irrigados con aguas blancas los porcentajes fueron de 0.9, 0.3 y 0.07% para las mismas profundidades respectivas (Noy y Feinmesser,1967).

La cantidad de M.O. contenida en efluentes de aguas negras es aproximadamente de 150 g/m^3 , la cuál es considerada una contribución significativa al suelo cuando es aplicada en irrigación (Noy y Feinmesser, 1967). Para la ciudad de Ensenada no se determinó el contenido de M.O. en el efluente de aguas negras, sin embargo, se obtuvo su valor para suelos irrigados con dichos caudales y con aguas de pozo, a fin de establecer la diferencia.

La parcela de prueba presentó en promedio 1.71, 1.52 y 1.90% para abril, mayo y junio; dichos valores determinan a estos suelos como medianamente ricos en M.O. La parcela testigo denotó porcentajes promedios de 3.0, 2.4 y 2.8% de M.O., lo que los define igualmente que a los anteriores (Mascareño y Guajardo, 1977).

La incongruencia de su comportamiento entre ambas parcelas, se considera debida a que en la parcela testigo se agrega M.O. (estiércol) ya que el ganado pasta en ella al termino de cada ciclo de cultivo. En la parcela testigo el cultivo de siempre ha sido tomate (SARH, 1986b) y sin que exista rotación; al finalizar cada ciclo, la planta y parte del producto no cosechado es incorporado al suelo, sugiriendo un incremento notable en el contenido de M.O. del mismo. Los cultivos predominantes en la parcela de prueba son maíz y escasamente chile, en cuyas prácticas agrícolas la planta seca de maíz es retirada de la parcela en cada ciclo.

Potencial hidrógeno (pH)

El potencial hidrógeno (pH) es un parámetro importante en la calidad de las aguas residuales puesto que determinará la sobrevivencia de los microorganismos del suelo, de cuya actividad depende la degradación de los contaminantes (Alexander,1973; Miller,1974; Stewart y Webber,1976; Martin y Focht,1977).

Las leyes mexicanas en el reglamento respectivo (SARH,1975) tienen rangos límites para descargar desechos líquidos, estos rangos varían de 4.5 a 10 que es bastante amplio, sin embargo, éste puede ser reducido dependiendo del uso que se le vaya a dar a este curso de agua, ó más independientemente a condiciones particulares de la descarga. Los valores de pH encontrados en estos muestreos fueron de 7.0 a 7.9 siendo bastante aceptables para el reuso que se pretende. Las aguas blancas presentaron un pH que varió de 6.8 a 7.7, ligeramente inferiores a los rangos contenidos para aguas negras, sin embargo, sin diferencia significativa entre ambos tipos de agua; por su valor se determinan ligeramente alcalinas (CICTUS,1976) y aptas para riego (SARH,1975).

Los microorganismos del suelo son afectados adversamente por la acidez, especialmente cuando el pH es más bajo que 5 (Phung et al.,1978). El pH óptimo para el crecimiento bacteriano es cercano a 7 y solo pocas especies viven cuando el pH es superior a 10 ó inferior a 4 (Martin y Focht,1977). Los actinomicetos crecen en suelos neutros con pH límite de

5. Todos los hongos crecen mejor a un pH 7 ó menor, son más tolerantes a la acidez que otros microorganismos, y algunos crecen rápidamente en pH 2 ó menos.

En el suelo estudiado de la parcela de prueba presentó un pH variable de 7.1 a 8.6 a través de los tres meses de estudio, lo que determina a éstos suelos como ligeramente alcalinos (Mascareño y Guajardo,1977; Ortiz y Ortiz,1980). El pH medido en la parcela testigo fue de 7.7 a 8.7, ligeramente mayores en comparación con la parcela de prueba, con diferencia significativa a través del tiempo y también calificados como alcalinos. Estos valores son de esperarse por el clima árido regional que determina que el pH sea generalmente más elevado que en zonas húmedas, por las aportaciones orgánicas que casi siempre son inferiores a la de climas húmedos, menor actividad microbiana, menor percolación y precipitaciones que no drenan pero que elevan por capilaridad las sales disueltas (Ortiz y Ortiz, 1980).

Carbonatos (CO_3^{--})

La presencia de carbonatos (CO_3^{--}) es importante en los suelos calizos por afectar la permeabilidad al existir una competencia entre el calcio del carbonato y el sodio de las aguas de riego (Mascareño y Guajardo,1977; Seoanez,1978). El efecto no solo queda reducido a alteraciones de la permeabilidad sino que el nivel de presencia de carbonatos se eleva y el valor del pH se modifica de forma apreciable (Noy y Feinmesser,1967), lo

que dá lugar a alteraciones en el equilibrio de las poblaciones microbianas asentadas en la vegetación que soporta el suelo y finalmente, en los procesos edafogénicos que lentamente se van produciendo en el interior del suelo (Alexander,1973,1980; Miller,1974; Stewart y Webber,1976; Martin y Focht,1977).

El contenido de $\text{CO}_3^{=}$ en las aguas residuales domésticas se mide en base a su potencial contaminante, determinándose rangos de 200 mg/l para una contaminación fuerte, 100 mg/l para una intermedia y 50 mg/l para una contaminación débil (Babbit y Baumann,1965). Los valores determinados para los efluentes analizados correspondieron de 0 a 36 mg/l, valor común en agua de naturaleza netamente doméstica (Noy y Feinmesser,1967) y por lo consiguiente aptas para el fin propuesto. Los valores para aguas blancas fue de cero en los tres meses de muestreo.

Los $\text{CO}_3^{=}$ contenidos en la parcela de prueba fue de 3.0 meq/l como valor promedio correspondiente al mes de junio y de 2.2 meq/l para el mismo mes en la parcela testigo. Para los meses restantes fue igual a cero para ambas. Se observó diferencia significativa a través del tiempo en cada una de ellas y también hubo diferencia interparcelaria. Los valores contenidos en suelos para ambas parcelas se consideran normales (Mascareño y Guajardo,1977) y por consiguiente aparentemente no se esperan efectos adversos por este parámetro.

Bicarbonatos (HCO_3^-)

Este ión puede ser tóxico para ciertos cultivos sensibles por precipitar los iones de Ca^{++} y Mg^{++} de la solución del suelo, deteriorando su estructura (Phung et al.,1978; Seoanez,1978). Las concentraciones encontradas en las aguas negras estudiadas van de 415 a 573 mg/l, lo que nos indica que están arriba del límite normal (122 a 427 mg/l; Mascareño y Guajardo,1977); para aguas blancas este parámetro osciló de 220 a 244 mg/l durante el tiempo de estudio. Con el objeto de disminuir el efecto adverso de este contaminante se propone un plan de cultivos resistentes al mismo, sin embargo, los efectos al suelo serán evidentes y se deberán buscar medidas de tratamiento que ejerzan su control adecuado.

En suelos su contenido varió de 3.4 a 38.0 meq/l en la parcela de prueba con diferencia significativa a través del tiempo, mientras que en la parcela testigo fluctuó de 3.8 a 15.9 meq/l, durante el período analizado; éste parámetro se considera alto para ambas parcelas (Mascareño y Guajardo,1977), encontrando que estadísticamente no existe diferencia significativa.

Cloruros (Cl^-)

El efluente doméstico tratado y ciertamente los desechos industriales, pueden contener constituyentes solubles en concentraciones tóxicas a la

planta de cultivo (Phung et al.,1978). El efluente doméstico tratado lleva en promedio entre 50 y 100 mg/l de cloro y iones de sodio, éstos pueden concentrarse en la zona de la raíz y dañar a cultivos sensibles. La concentración de sodio puede ser mayor, en particular donde las aguas en uso son ablandadas (Noy y Feinmesser,1967).

El efecto negativo sobre el suelo es la desfloculación de partículas de arcilla, lo que es causa desfavorable para la estructura del suelo, el cuál decrece en su permeabilidad al agua y al aire (Noy y Feinmesser, 1967). Los cloruros pueden ser diluidos pero no reducidos en cantidad de los efluentes (Bonilla,1982), lo que los hace fácilmente propagables a los mantos acuíferos (Phung et al.,1978).

Los límites críticos sugeridos en efluentes domésticos usados en irrigación para cloro son: cultivos sensibles de 200 mg/l y para cultivos tolerantes de 450 mg/l (Noy y Feinmesser,1967; Palacios y Aceves,1970). Para el caso específico del efluente analizado, los valores de éste parámetro fluctuaron de 532 a 603 mg/l, concluyéndose que es alto el riesgo implícito en su reutilización para riego, razón por la cuál se sugieren cultivos de comprobada resistencia a los cloruros. Es evidente la toxicidad por este ión para árboles frutales y cultivos de guía (durazno, nogal, cítricos, aguacates y vides) (Noy y Feinmesser,1967; EPA,1981).

En aguas blancas su valor varió de 752 a 794 mg/l, concentración bastante elevada ya que según Palacios y Aceves (1970), el límite máximo

permitido en aguas de riego es de 177 mg/l.

En la zona de interés de los suelos de la parcela de prueba se encontraron concentraciones de 130.0 a 355.0 meq/l y de 62.9 a 131.1 meq/l en la parcela testigo. Comparando estos datos con los del Distrito de Riego 03 de Tula, Hgo., en donde los valores fueron hasta de 19.1 meq/l clasificándose como ligeramente altos en su contenido (Mascareño y Guajardo, 1977), podemos señalar que los nuestros son muy altos para la zona cercana a la raíz de la planta.

Sulfatos (SO_4^-)

El origen de los sulfatos en los efluentes de aguas residuales se debe al uso de detergentes. Son responsables del ablandamiento del agua, producen grandes cantidades de espuma que dificultan el tratamiento y además, son sustancias de compleja composición molecular difícil de ser degradadas por medio de bacterias (Bonilla, 1982), característica que permite su propagación al acuífero (Phillips y Nathawani, 1976), sin embargo, la vegetación juega un importante papel en su remoción (Adriano, 1975). Los detergentes más comunmente utilizados se les conoce como del tipo ABS (Alkyl-bencene sulfonate).

Los valores encontrados en el efluente residual de Ensenada fueron de 106 a 139 mg/l, que lo sitúa por debajo del equivalente normal estimado para efluentes de esta naturaleza (288 mg/l; Mascareño y Guajardo, 1977).

Para aguas blancas sus fluctuaciones fueron de 149 a 187 mg/l, concentraciones ligeramente más altas que en aguas negras, más sin embargo, establecidas dentro del rango normal.

Los $\text{SO}_4^{=}$ promedios contenidos en la parcela de prueba para los tres meses de estudio fueron de 38.6, 29.9 y 62.6 meq/l, valores altos en comparación con los $\text{SO}_4^{=}$ contenidos en la parcela testigo, cuyas concentraciones correspondieron a 29.1, 10.7 y 6.2 meq/l y donde estadísticamente se encontró diferencia significativa a través del tiempo. Según Mascareño y Guajardo (1977), ambas parcelas denotan valores altos para sulfatos atribuible al agua de riego por su concentración (Bonilla, 1982), con excepción de la parcela testigo que en los dos últimos meses su valor fue normal para suelos agrícolas.

Nitrógeno (N)

El nitrógeno es esencial para todas las formas de vida y en muchos casos se reconoce como nutriente ó bioestimulante (Noy y Feinmesser, 1967 ; CICTUS, 1976). Se le considera también uno de los promotores del enriquecimiento ó eutroficación de cualquier cuerpo receptor (Lance, 1971; Odum, 1971; Margalef, 1980), por lo que debe controlarse su descarga en cantidades excesivas puesto que las aguas con nitrógeno total alto son un vehículo para la transmisión de microorganismos patógenos (CICTUS, 1976).

El nitrógeno presente en las aguas residuales, ó por lo menos la mi-

tad de él, está en forma orgánica, amoniacal, de nitritos ó de nitratos (Seoanez,1978) según haya sido el tratamiento a que haya sido sometida el agua residual (Culp et al.,1979). Los valores típicos para aguas residuales domésticas son: nitrógeno total, 20 a 85 mg/l; nitrógeno orgánico, 8 a 35 mg/l y nitrógeno amoniacal de 12 a 50 mg/l (CICTUS,1976).

Los valores encontrados en las aguas negras de Ensenada son: nitrógeno orgánico de 8.7 a 15.7 mg/l y nitrógeno amoniacal de 18.2 a 40.3 mg/l. Los anteriores valores están por debajo del considerado como normal para aguas negras y es más bajo que el demandado por el cultivo (Phung et al., 1978).

Quando se aplica agua residual al suelo, el nitrógeno orgánico se convierte enseguida en nitrito y nitrato. Este nitrato representa un peligro potencial para aguas subterráneas debido a su movilidad a través del suelo, ya que cuando se encuentran en él, pueden atravesar por percolación todo el perfil hasta los horizontes de la capa freática (Halverson,1975 ; Adriano,1975; Seoanez,1978). Pero si bien éste problema es importante, no lo es menor la capacidad de eutroficación que desarrollan los nitratos cuando se encuentran en concentraciones elevadas en los horizontes A, ó parte superficial del epipedón (Seoanez,1978).

El nitrógeno total contenido en la parcela de prueba presentó valores promedios de 76.2, 72.4 y 87.8 kg/ha., determinando los suelos analizados como medios en su contenido según su clasificación para uso agrícola (Mas

careño y Guajardo,1977; SARH,1986b) y con deficiencias para los requerimientos del cultivo en desarrollo (Ortiz y Ortiz,1980). La parcela testigo presentó una concentración promedio de 137.0, 129.6 y 128.4 kg/ha., determinándose como suelos altos en su contenido de nitrógeno (SARH,1986b), ya que éstos son fertilizados en cada ciclo de cultivo (tomate) y por consiguiente tienen el contenido adecuado de nitrógeno demandado por éste (Ortiz y Ortiz,1980).

Por otra parte, las cosechas extraen parte de este nitrato (King et al.,1974; Cottrel,1975), pero el exceso puede emigrar por arrastre (Phillips y Nathwani,1976), siendo de gran importancia conocer el grado de intensidad del proceso de desnitrificación en el perfil del suelo (Martin y Focht,1977; Phung et al.,1978; Alexander,1980), a fin de determinar la cantidad de nitrógeno que se puede admitir en los vertidos que se realizan sobre él sin que por ello aparezcan peligros de contaminación. Cabe señalar aquí, que cuando se realizan vertidos intensivos de aguas residuales con grandes cantidades de materia orgánica, se acumulan aminos y nitratos en el suelo, lo que puede dar lugar a la formación de ciertos compuestos que son carcinógenos energicos al ingerirse a través de los cultivos (Underwood,1971; Allaway,1977; Chaney y Giordano,1977).

Por lo anterior, se recomienda un control de este compuesto para prevenir acumulaciones excesivas a futuro, sugiriendo implantar cultivos que demanden estos nutrientes, estableciéndose un análisis periódico de las aguas del subsuelo.

Fósforo (P)

Otro elemento integrado en los compuestos orgánicos de los efluentes es el fósforo, el cuál pasa rápidamente a fosfato y es expresado como fósforo total. El contenido de fósforo en las aguas residuales domésticas analizadas fue de 4.1 a 10.4 mg/l, siendo los valores normales para clasificar las aguas residuales municipales los siguientes: alto, 20 mg/l; medio, 10 mg/l y bajo, 6 mg/l (CICTUS,1976), por lo que los valores antes mencionados quedan dentro del rango bajo a medio.

Cuando se realiza un vertido con aguas residuales urbanas, con ó sin tratamiento previo, el suelo en que se vierte asimila parte del fósforo aportado y lo acumula en forma insoluble (Seoanez,1978), siendo el resto utilizado por los microorganismos del suelo (Broadbent,1973; Phung et al., 1978) y por las cosechas ó por los vegetales existentes (Hortenstine y Rothwell,1969; Phung et al.,1978; EPA,1981).

Cuando se acumula el fósforo del suelo, se debe fundamentalmente a las características de éste en cuanto a composición, textura y estructura. Si el suelo es ácido, se formarán compuestos insolubles con el aluminio y con el hierro; si es básico se formarán compuestos insolubles con el calcio. El hierro y el aluminio libres y presentes en las arcillas, provocan fenómenos de adsorción del fósforo en las partículas de éstas (EPA,1981), dando como resultado una concentración pequeña de fósforo soluble y aprovechable por las plantas (Seoanez,1978). La fijación de fósforo es supe -

rior en suelos arcillosos (ejido Chapultepec) que en suelos arenosos, debido a la menor capacidad de adsorción de éstos últimos.

El fósforo (P_2O_5) contenido en la parcela de prueba fue de 191.0, 143.4 y 252.6 kg/ha para los tres meses de estudio, considerándose un valor alto para suelos agrícolas (Mascareño y Guajardo, 1977; SARH, 1986b) y una concentración excesiva para los requerimientos de los cultivos en desarrollo (maíz y chile) (Ortiz y Ortiz, 1980). Para la parcela testigo las concentraciones fueron de 176.2, 206.0 y 175.2 kg/ha, determinándose como altas en su valor para suelos y para las necesidades del cultivo (tomate). No se encontró diferencia significativa en el P_2O_5 de ambas parcelas por lo que podría considerarse que son iguales en su contenido.

El fósforo no retenido por los mecanismos anteriormente mencionados se propaga al acuífero y causa su contaminación (Phillips, 1976; Phung et al., 1978; EPA, 1981); sin embargo, para que esto ocurra se necesitan grandes láminas de riego y suelos con grandes rangos de percolación (Phung et al., 1978). Este parámetro debe ser considerado cuando se extrae agua del acuífero para consumo humano (Cuellar, 1982) y estas extracciones se ubican dentro de la zona regada con aguas negras, sin olvidar también que éstos efectos son notorios cuando las profundidades del acuífero es próxima a la superficie.

Potasio (K)

El contenido de potasio (K_2O) promedio fue de 493.0, 269.2 y 144.8 kg/ha para los tres meses en la parcela de prueba, mostrando un claro decrecimiento en su concentración lo que sugiere un consumo por el cultivo en desarrollo. Por su valor estos suelos se clasifican como altos al principio del ciclo y bajos al final del mismo (Mascareño y Guajardo, 1977; SARH, 1986b). Para la parcela testigo sus valores fueron de 293.4, 228.0 y 61.0 kg/ha, su tendencia fue similar a la parcela de prueba en que se denota un decremento en su contenido al final del ciclo de cultivo; se clasifican también de altos a bajos en su contenido de K_2O . Al igual que el P_2O_5 , no se encontró diferencia significativa interparcelaria de los valores de K_2O , por lo que podrían considerarse iguales.

Detergentes

Se desconoce la magnitud del efecto de los detergentes en el suelo, sin embargo, se ha detectado que éstos contaminantes inhiben el crecimiento de la planta en un 70% en cultivos sensibles a una concentración de 10 mg/l (Arita, 1975). Los detergentes son lixiviados del suelo en los procesos de riegos (Mascareño y Guajardo, 1977) y Seoanez (1978) indica que éstos son depurados del suelo en un 90%. Las aguas negras de Ensenada presentaron valores de 6.1 a 8.0 mg/l, quedando comprendidos dentro del rango establecido como normal.

Grasas y Aceites

El término grasas y aceites incluye todas las grasas y aceites con sus derivados y demás constituyentes relacionados. Las grasas y aceites deben ser removidos del efluente de aguas negras, previamente a su proceso de tratamiento ya que interfieren en el ciclo biológico y en la disposición final crean una película aceitosa sobre el cuerpo receptor (CIC-TUS,1976).

La Legislación Mexicana para prevenir y controlar la contaminación ambiental (SARH,1975) establece como límite máximo permisible 70 mg/l además de la ausencia de película visible. Los valores que presentaron las aguas negras de la ciudad de Ensenada fueron de 28.2 a 55.9 mg/l, valores comprendidos dentro del límite y no esperándose por ello efectos adversos al ecosistema agrícola.

Alcalinidad

La alcalinidad se refiere a la presencia de los iones como hidróxidos (OH^-), bicarbonatos (HCO_3^-) y carbonatos ($\text{CO}_3^{=}$) (Bonilla,1982). Las aguas negras presentaron valores promedios de 496 mg/l (HCO_3^-) y de 36 mg/l ($\text{CO}_3^{=}$); mientras que las aguas blancas presentaron 0 mg/l ($\text{CO}_3^{=}$) y 232 mg/l (HCO_3^-). Lo anterior determina cierto grado de alcalinidad superior a los límites normales (60 a 270 mg/l para HCO_3^- , según Mascareño y Guajardo,1977).

Dureza total (Ca^{++} y Mg^{++})

La dureza total del agua es debida a la presencia de elementos como el calcio, magnesio, amoníaco y metales pesados (Bonilla,1982). Dado que los valores promedios encontrados para estos elementos fueron de 108 mg/l (Ca^{++}) y 60.6 mg/l (Mg^{++}) en aguas negras y 149 mg/l (Ca^{++}) y 90 mg/l (Mg^{++}) en aguas blancas, ambas se determinaron como aguas duras (Richards, 1954; Palacios y Aceves,1970).

Las características del suelo cambian con la clase y proporción de iones intercambiables presentes (Ortiz y Ortiz,1980). El calcio (Ca^{++}) es un elemento necesario para la planta y es importante para la estructura y otras propiedades de los suelos. El magnesio (Mg^{++}) es importante como micronutriente para el desarrollo vegetativo (Chapman y Pratt,1973).

La parcela de prueba presentó concentraciones promedio para estos iones que fluctuaron de 59.5, 84.0 y 139.0 meq/l (Ca^{++}); 49.5, 61.2 y 106.0 meq/l (Mg^{++}). Todos los valores fueron crecientes con el tiempo y se consideran altos (Mascareño y Guajardo,1977), lo que determina su clasificación predominante de suelos salinos.

La parcela testigo denotó valores promedios de 68.8, 24.0 y 32.1 meq/l (Ca^{++}); 49.7, 15.6 y 25.4 meq/l (Mg^{++}). Para este caso sus máximos valores correspondieron a abril, con un decremento sustancial en mayo y un aumento en junio; los valores para estos iones son considerados altos (Masca

reño y Guajardo,1977).

Sodio (Na^+) y Relación de adsorción del sodio (RAS)

La relación entre los principales cationes disueltos en el agua (calcio, magnesio y potasio) es verdaderamente importante ya que el sodio, en proporciones demasiado altas con respecto a los otros dos, puede llegar a reemplazar y desplazarles de los lugares de cambio en el seno de las arcillas y alterando en consecuencia las condiciones nutricias del suelo con respecto a la planta (Seoanez,1978). A su vez, una excesiva concentración del mismo sodio provoca un efecto dispersante de las partículas sólidas del suelo, alterando la permeabilidad de manera negativa, disminuyendo la aeración y creando áreas en las que la anaerobiosis es predominante y en las que las plantas se asfixian (Noy y Feinmesser,1967; Seoanez,1978).

El valor promedio de Na^+ es de 373 mg/l en aguas negras y 312 mg/l en aguas blancas y según su clasificación C_4S_2 son altas en el contenido de sodio de acuerdo al Manual de Agricultura No. 60 de los Estados Unidos (U.S. Salinity Lab.,1963). En lo que respecta a suelos, la parcela de prueba presentó una concentración promedio de 62.8, 44.8 y 216.0 meq/l de Na^{++} con diferencia significativa a través del tiempo; sus valores son altos (Mascareño y Guajardo,1977), lo que determina su tendencia a la sodicidad (U.S. Salinity Lab.,1963). La parcela testigo denotó valores promedios de 44.9, 22.7 y 41.5 meq/l de Na^{++} , estos suelos son clasificados como salinos y solo una muestra como salina-sódica.

El objetivo de determinar la relación de adsorción de sodio (RAS) es para conocer la concentración de este elemento con respecto a los iones de Ca^{++} y Mg^{++} ya que al detectarse valores altos los efectos sobre los suelos que son regados con aguas negras serían drásticos. Uno de estos efectos sería la reducción de la permeabilidad del suelo, haciendo que éste se haga más lamoso y fangoso (CICTUS,1976). Esto sucede cuando la concentración de sodio es mayor en relación a las concentraciones de Ca^{++} y Mg^{++} . Los valores de RAS aceptables para que no se presenten estos problemas oscilan entre 4 y 8 mg/l, así mismo éstos valores dependen de la concentración en que se encuentran otros elementos como boro, aluminio, cadmio, cromo, plomo, lito, níquel y cinc. Los valores encontrados en aguas negras oscilan de 7.0 a 7.4 mg/l, lo que no sugiere efectos adversos en la zona de reuso y que es viable utilizar estos volúmenes como aguas de riego. Para aguas blancas se obtuvieron valores más bajos que oscilan de 4.8 a 5.1 mg/l.

Boro (B)

El boro es otro constituyente común de las aguas negras, sin embargo, el aporte mayor proviene de la mezcla de aguas residuales industriales aunque en las aguas negras domésticas su presencia se debe al uso de detergentes y a las fuentes de abastecimiento de agua potable (CICTUS,1976),

El boro puede ser tóxico de 0.7 mg/l para cultivos sensibles y 2.5 mg/l para cultivos tolerantes. Los compuestos del boro pueden ser alta -

mente solubles haciéndolos solo parcialmente retenibles por las partículas del suelo (Noy y Feinmesser,1967), de esta forma, éste elemento no es limitante para el desarrollo de la planta en las concentraciones presentes en las aguas negras netamente doméstica (CICTUS,1976). Las concentraciones de 0.5 mg/l son necesarias para el desarrollo vegetativo y entre 1 y 5 mg/l puede ser tóxico dependiendo de las concentraciones específicas en los suelos, cultivos, aguas y del manejo del suelo (Arita,1975). Se desconoce la concentración de boro en las aguas negras de la ciudad de Ensenada, sin embargo, se asume que se trata de una concentración mínima debido a su origen doméstico (Cota com,pers.,1986) y tal condición las hace adecuadas para el uso que se propone; su uso puede ser continuo en cualquier tipo de suelo en concentraciones no mayores de 0.75 mg/l (Seoanez,1978).

Metales pesados

Los elementos pesados y los elementos traza son, en algunos casos, esenciales para el desarrollo y crecimiento de las plantas y microorganismos que se desarrollan en el suelo (Seoanez,1978), sin embargo, a determinados niveles, éstos elementos esenciales se convierten en tóxicos (EPA, 1981). Estos niveles cambian con la diferente capacidad de retención del suelo y la sensibilidad de cada ser vivo frente a ellos, así como el grado de solubilidad de estos metales según el pH presente (Griffin y Shimp, 1976; Griffin, 1976; Page,1974).

Los elementos pesados en aguas negras son el Al, As, Be, B, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Li, Mn, Mo, Ni, Se, Sn, W, V y Zn. El cinc, cobre y níquel son los metales que contribuyen con la mayor parte del valor de elementos pesados, siendo el cinc el metal usado como referencia de toxicidad. Existen bastantes diferencias entre los mecanismos químicos de asimilación de estos metales por el suelo (Stevenson y Ardakani,1972; Martin y Focht,1977), pues muchos factores influyen en ellos, como son el tipo de metal, las condiciones ambientales, el tipo de suelo (Martin y Focht,1977), el volumen de los vertidos, etc. Ello hace que los procesos de adsorción, precipitación, dilución y en general, cualquier mecanismo de retención, sean complicados y de difícil control (Seoanez,1978).

La presencia de este tipo de elementos ocurre en las aguas negras en concentraciones altas cuando existe aporte de aguas procedentes de algún tipo de industria que en sus procesos requiera de estos metales (Phung et al.,1978).

Desconocemos la concentración de estos elementos en las aguas negras de la ciudad de Ensenada; no obstante, se asume una concentración mínima dado su origen netamente doméstico (Cota com.pers.,1986), situación que haría a éstos volúmenes factibles para su reutilización en el riego.

3. CARACTERISTICAS BIOLÓGICAS

El componente biológico es también importante en las aguas residuales ya que representa la magnitud de su capacidad para metabolizar y transformar a los restos orgánicos y en consecuencia modificar las características fisicoquímicas (Meiklejohn,1954; Martin y Focht,1977; Alexander,1980). También es un indicativo de la patogénesis (EPA,1981) y del potencial contaminante del medio ambiente donde sean dispuestos éstos volúmenes de aguas negras (CICTUS,1976; Phung et al.,1978).

En las aguas negras pueden ser encontrados una amplia variedad de microorganismos en concentraciones variantes de 10^5 a 10^8 org/ml (WPCF, 1971, 1976a,b). Las aguas de albañal crudas contienen millones de bacterias por mililitro como coliformes, estreptococos, bacilos esporulados anaerobios, grupo Proteus y otros tipos que se originan en el tubo digestivo humano, así mismo son fuente potencial de protozoos patógenos y virus (Pelczar et al.,1982).

Con este predominio de bacterias en las aguas negras, las que más llaman la atención son las enterobacterias responsables de enfermedades como la gastroenteritis, fiebres tíficas y paratíficas, entre otras (Cook, Cromwell y Wilson,1967; Miller,1974; APHA,1975; Phung et al.,1978).

Se sabe que los microorganismos patógenos que se encuentran en las aguas negras proceden de las descargas intestinales del hombre y animales

(Noy y Feinmesser,1967). Ciertas especies de bacterias, particularmente E. coli y varios microorganismos similares denominados coliformes, estreptococos fecales y Clostridium perfringens, son habitantes del intestino grueso de hombres y animales de sangre caliente, en consecuencia siempre están en las materias fecales. Así pues, la presencia de cualquiera de estas especies en el agua es evidencia de contaminación fecal, ya que cumplen con los requisitos para funcionar como organismos indicadores (APHA,1975; Pelczar et al.,1982; SARH,1985).

Bacterias aeróbicas totales

El procedimiento de cuenta en placa proporciona un medio estandarizado para determinar la densidad de bacterias aeróbicas y anaeróbicas facultativas, heterótrofas, presentes en la muestra. Este es un método empírico, puesto que las bacterias se presentan solas, en pares, en cadena, en racimos ó paquetes y no se ha desarrollado un medio único de crecimiento que pueda satisfacer los requerimientos fisiológicos de todas las bacterias en una muestra (SARH,1985).

El número total de bacterias aeróbicas presentes en el caudal de aguas negras de la ciudad de Ensenada, tuvieron las más altas densidades de este tipo, cuyos rangos oscilaron de 3.7×10^7 a 4.5×10^8 bacterias por 100 ml, mientras que en aguas subterráneas su variación fue de 7.3×10^3 a 9.5×10^4 por 100 ml, teniéndose una diferencia promedio entre un tipo de agua y otro de 2.6×10^8 bacterias por 100 ml. Esta diferencia podría de -

berse al escaso tratamiento que se le dá a los volúmenes de aguas negras, existiendo condiciones favorables para su crecimiento y reproducción.

La aplicación a los suelos de aguas residuales, deficientemente tratadas incrementa las cifras de coliformes, provocando cambios en las poblaciones de bacterias y actinomicetos (Hortenstine y Rothwell,1969; Bengston y Cornette,1973; Mays, Terman y Duggan,1973), que permiten la aparición de áreas con predominio de anaerobiosis temporal e incrementan los procesos activadores de los ciclos biogeoquímicos por la adición de nutrientes (Phung et al.,1978), aumentando los niveles de biomasa de los detritívoros y los niveles tróficos necesarios para que esta biomasa se desarrolle (Seonaez,1978).

Los principales grupos de microorganismos presentes en la superficie del suelo y que son responsables de la descomposición de los residuos aplicados son: bacterias, actinomicetos, hongos, algas y protozoarios (Broadbent,1973; Phung et al.,1978). Las bacterias son el grupo de organismos más numeroso y bioquímicamente activo y son las primeras responsables de la transformación de nitrógeno, sulfuros y elementos traza en los suelos (Meiklejohn,1954). En general, las condiciones ambientales favorables para el crecimiento de las plantas son también óptimas para la actividad de los microorganismos del suelo (Alexander,1965,1980; Miller , 1974; Stewart y Webber,1976; Martin y Focht,1977), ya que éstos organismos requieren basicamente todos los nutrientes indispensables para el desarrollo vegetativo (Alexander,1980).

En la superficie del suelo bajo cultivo se detectaron bacterias aeróbicas en densidades por gramo de suelo seco equivalentes a 2.6×10^6 , 1.2×10^7 y 3.1×10^6 para la parcela testigo, mientras que en la parcela de prueba se determinaron números de 3.3×10^7 , 3.7×10^7 y 3.1×10^7 , respectivamente para los tres meses de estudio. La diferencia de densidades para la parcela de prueba fue de 3.0×10^7 , 2.5×10^7 y 2.8×10^7 mayor que en la parcela testigo, observándose un incremento significativo, consecuencia atribuible al suministro de nutrientes al suelo (Phung et al., 1978; Seoanez, 1978). A manera de comparación, la densidad de bacterias aeróbicas en suelos donde fueron aplicadas aguas negras (con tratamiento primario), fluctuaron de 3.0×10^7 a 4.0×10^8 por gramo de suelo seco en San Angelo, Texas según Weaver et al. (1978), existiendo similitud con el dato detectado en este estudio.

Coliformes totales y fecales

El grupo coliforme de bacterias ha sido el principal indicador de la calidad de un agua particular para su uso doméstico, dietético u otros usos (APHA, 1975). Estos microorganismos, sobre todo E. coli, habitan constantemente en el intestino humano en grandes cantidades, se estima que una persona, en promedio, excreta al día miles de millones de estos microorganismos (Pelczar et al., 1982).

Generalmente hay millones de coliformes totales y un gran número de estreptococos fecales por 100 ml de agua negra cruda (WPCF, 1976a). El nú

mero de estos organismos indicadores puede variar ampliamente en diferentes tipos de aguas negras según se observa en el Cuadro 4 siguiente, presentada por Geldreich (1966).

CUADRO 4. DENSIDAD DE BACTERIAS EN AGUAS NEGRAS DOMESTICAS

AGUAS NEGRAS	DENSIDAD DE BACTERIAS POR 100 ML		
	COLIFORMES TOTALES	COLIFORMES FECALES	ESTREPTOCOCOS FECALES
A	17'200,000	17'200,000	4'000,000
B	33'000,000	10'900,000	2'470,000
C	1'940,000	340,000	64,000
D	6'300,000	1'720,000	200,000

El grupo coliforme se divide en dos, coliformes totales y coliformes fecales según la capacidad de fermentar la lactosa con producción de acidez y gas a 35 °C y 44.5 °C, respectivamente (SARH,1985).

Las aguas negras de la ciudad de Ensenada presentaron densidades de coliformes totales y fecales fluctuando de 2.4×10^7 a 4.3×10^7 por 100 ml, cifras sumamente altas para el riego de legumbres que se consumen sin hervir y frutas que tengan contacto con el suelo ya que en el Reglamento para la Prevención y Control de la contaminación de Aguas en nuestro país (SARH,1975), se establece un máximo permisible de 1000 bacterias coliformes por 100 ml.

El escaso tratamiento (pre-primario) de que son objeto las aguas negras de esta ciudad (SARH,1984), disminuyen en mínimo grado la población bacteriana (Culp et al.,1979) y el caudal tratado a este nivel lleva consigo grandes densidades de bacterias patógenas, protozoarios, helmintos y virus (EPA,1981), haciéndose necesario complementar este tratamiento y además implementar cloración con el objeto de reducir la gran concentración de microorganismos patógenos (WPCF,1976a; Culp et al.,1979), cuya sobrevivencia en diferentes habitats fluctúa de 3 a 365 días (Dunlop , 1957; Bryan,1974; Seoanez,1978).

En lo referente a aguas blancas, no se detectaron coliformes totales ni fecales en las muestras analizadas, reportándose su valor como < 1 por 100 ml. Se han despertado sospechas sobre la validez de la prueba de coliformes como un indicador de la seguridad biológica del agua ya que algunos reportes sugieren que bajo condiciones no usuales las bacterias patógenas pueden ser aisladas conteniendo pocas ó ninguna bacteria coliforme. Las circunstancias alrededor de estos aislamientos no son del todo claras y no puede concluirse que la prueba de coliformes es de poca validez ó que necesite ser complementada por análisis de patógenos al mismo tiempo, ya que por años ha demostrado claramente su valor (APHA,1975).

Las bacterias coliformes totales fueron sustancialmente mayores en su número para suelos donde se utilizaron aguas negras con fines de riego coincidiendo con Weaver et al.(1978), con valores promedios de 1.5×10^3 , 1.8×10^3 y 2.4×10^3 bacterias por gramo de suelo para los tres meses; la

parcela testigo presentó densidades de 1.7×10^2 , 2.5×10^2 y 2.6×10^2 , estableciéndose como diferencia mayor en la parcela de prueba los siguientes valores: 1.3×10^3 , 1.5×10^3 y 2.1×10^3 . El valor creciente de coliformes en la parcela de prueba con el tiempo se puede atribuir al aumento en la temperatura ambiente como lo sugiere Mahendrappa (1966) y la adición de nutrientes (Martin y Focht, 1977; Alexander, 1980) con el agua de riego debido a la frecuencia de riegos demandada por el cultivo en desarrollo (maíz y chile), así como los propios coliformes contenidos en el efluente.

Para coliformes fecales, la parcela de prueba presentó cantidades promedio de 7.3×10^2 , 9.3×10^2 y 1.2×10^3 por gramo de suelo seco, mientras la parcela testigo presentó cantidades de 6.6×10^1 , 1.1×10^2 y 1.2×10^2 bacterias por gramo de suelo seco en los meses respectivos. Se establece una diferencia mayor para la parcela de prueba de 6.6×10^2 , 8.2×10^2 y 1.0×10^3 coliformes fecales. Las densidades fueron crecientes con relación al tiempo, asumiéndose que las condiciones ambientales, aporte de nutrientes con la frecuencia de riego, así como la adición de organismos contenidos en el efluente, fueron mayores y con mayor periodicidad, como ocurrió con los coliformes totales.

Streptococos fecales

El habitat normal de estreptococos fecal son los intestinos del hombre y animales ; así, estos organismos pueden utilizarse como indicadores

de contaminación fecal que proveen datos suplementarios valorables sobre la calidad bacteriológica del agua (APHA,1975;SARH,1985).

Se determinaron las densidades en que se encuentran los estreptococos fecales en las aguas residuales domésticas bajo análisis, oscilando entre 1.1×10^5 a 2.1×10^5 organismos por 100 ml, mientras que en aguas blancas se obtuvieron valores de <1 por 100 ml lo que denota su ausencia en las muestras analizadas. La importancia de su control estriba en su gran capacidad para producir enfermedad al hombre en cantidades mínimas ingeridas y por su gran representatividad en los volúmenes de aguas negras analizadas.

Por todo lo anteriormente expuesto, se concluye que no hay evidencia directa de que los organismos indicadores de contaminación determinados en esta investigación, hayan penetrado a través del suelo después de 20 años de irrigación con efluentes de aguas negras semi-tratados, para alcanzar las aguas subterráneas.

Las poblaciones de estreptococos fecales mostraron densidades en la parcela de prueba de 3.8×10^2 , 5.8×10^2 y 6.0×10^2 organismos por gramo de suelo seco; la parcela testigo denotó densidades de 7, 38 y 31 estreptococos por gramo de suelo seco y con diferencia significativa a través de los tres meses de análisis respectivo. La diferencia fue notoria entre ambas parcelas, con cantidades de 3.7×10^2 , 5.4×10^2 y 5.6×10^2 mayores en la parcela de prueba. La variación de las densidades de estos organismos en el suelo, obedece a los mismos argumentos descritos para coliformes totales

y fecales por Phung et al. (1978); Seoanez (1978 y Weaver et al. (1978).

Infiltración de bacterias coliformes a través del perfil del suelo.

Los resultados obtenidos para coliformes totales y coliformes fecales en las dos estaciones de muestreo y a diferentes profundidades del perfil de la parcela de prueba, son discutidos a continuación, expresándose sus densidades en el número de bacterias por gramo de suelo seco y determinándose previamente la textura de los suelos mediante su reconocimiento agrológico a 2 m de profundidad, concluyéndose que éstos suelos correspondieron a migajón arcilloso y migajón arcillo arenoso.

El movimiento de bacterias a través del suelo tiene importancia agrícola y ecológica. La infiltración de estos organismos ha sido conocida por muchos años (Ditthron y Luerksen, 1909; Caldwell, 1938; Jones, 1968; Randall, 1970; Korkman, 1971; Thompson, Biddle y Cherry, 1975) y existen varios factores los cuáles controlan la propagación a través del suelo; entre estos están la filtración, la capacidad de adsorción de la bacteria por el suelo, el contenido y el flujo de agua en el mismo (Burges, 1950; Bitton, Lahav y Henis, 1974; Hattori y Hattori, 1976).

Según la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (1981), la remoción de microorganismos de efluentes de aguas negras incluyendo bacterias, virus, protozoarios, parásitos y helmintos, es complementada por filtración, adsorción, desecación, radiación, depredación y expo

sición a otras condiciones adversas. Los protozoarios y helmintos son re movidos primeramente por filtración en la superficie del suelo, al igual que bacterias pero en éstas últimas la adsorción puede ser importante.

La remoción de bacterias en suelos de textura fina generalmente es alta, demostrándose que la total eliminación ocurre hasta los 1.5 m de profundidad del perfil del suelo (Jenkins y Palazzo,1981). Otra investigación similar ha indicado que la muerte de bacterias ocurre en dos fa - ses: durante las primeras cuarenta y ocho horas siguientes a la aplica - ción de las aguas negras, el 90% de las bacterias mueren; el remanente muere durante las siguientes dos semanas (Bell y Bole,1978).

En la presente investigación se detectaron coliformes totales y coli - formes fecales para la parcela de prueba, cuyas densidades en general pa - ra superficie (0-10 cm) fueron de 1.5×10^3 , 1.8×10^3 y 2.4×10^3 y 7.3×10^2 , 9.3×10^2 y 1.2×10^3 organismos por gramo de suelo seco respectivamente du - rante los tres meses de estudio.

Se determinaron densidades a diferentes profundidades del perfil pa - ra dos estaciones de muestreo (I y II) y sus números para la estación I correspondieron a 11 coliformes totales de los 0-30 cm y < 3 para colifor - mes fecales para el mismo rango de profundidad. Para la estación II sus valores fueron de 178 coliformes totales y < 3 coliformes fecales de los 0-30 cm.

A la profundidad 30-60 cm, los valores detectados para ambos organismos fueron de ≤ 3 bacterias por gramo de suelo seco y comportándose con igual densidad a los 60-90 cm subsecuentes.

En base a lo anterior, se podría considerar la completa remoción de bacterias coliformes totales y fecales en suelos agrícolas del ejido Chapultepec a profundidades mayores a los 60 cm, siempre y cuando sus características texturales guarden similitud con los suelos analizados.

8 CONCLUSIONES

El pre-tratamiento de que son objeto las aguas negras de la ciudad de Ensenada es una fase importante del tratamiento mínimo requerido para su disposición en irrigación, sin embargo, es indispensable se complemente con cloración.

La temperatura, turbidez, color, olor, OD, DBO, DQO, pH, CO_3^- , SO_4^- , N, P, K, detergentes, RAS, grasas y aceites contenidos en las aguas negras no plantean problemas ya que se encuentran dentro de los límites normales establecidos para su disposición en irrigación.

La concentración de SDT contenidos tanto en aguas negras (1504 a 3622 mg/l) como en aguas blancas (1696 a 1746 mg/l), las clasifica como C_4S_2 denotando alto contenido de sales, permitiendo su reuso agrícola con ciertas restricciones en cuanto al plan de cultivos y aplicándose a suelos con buena permeabilidad, con buen drenaje superficial y considerándose además su manejo adecuado durante cada ciclo de cultivo.

Los valores tanto de HCO_3^- (415 a 573 mg/l), como de Ca^{++} (100 a 112 mg/l), Mg^{++} (56 a 63 mg/l) y Na^+ (363 a 384 mg/l) en aguas negras, así como en aguas blancas el HCO_3^- (220 a 244 mg/l), Ca^{++} (144 a 156 mg/l), Mg^{++} (83 a 95 mg/l) y Na^+ (308 a 315 mg/l) están por arriba del límite normal, lo que las define como aguas alcalinas, duras y altas en su contenido de sodio.

Los suelos de cultivo presentaron alta concentración de HCO_3^- (3.4 a 38.0 meq/l), Ca^{++} (59.5 a 139.0 meq/l), Mg^{++} (49.5 a 106.0 meq/l) y Na^+ (44.8 a 216.0 meq/l) en la parcela de prueba; comparativamente con la parcela testigo los valores fueron menores para HCO_3^- (3.8 a 15.9 meq/l), Ca^{++} (24.0 a 68.8 meq/l), Mg^{++} (15.6 a 49.7 meq/l) y Na^+ (22.7 a 44.9 meq/l), determinándose ambas parcelas como salinas y con tendencia a su sodicidad.

El ión Cl^- sobrepasó el límite normal (177 mg/l) en aguas negras (532 a 603 mg/l) y en aguas blancas (752 a 794 mg/l), definiéndolas como aguas salinas.

Al igual que en aguas de riego, el ión Cl^- se encontró en concentraciones elevadas para la parcela de prueba (130.0 a 355.0 meq/l) y testigo (62.9 a 131.1 meq/l).

Las características fisicoquímicas de la zona bajo estudio en los suelos de cultivo indican que son medianamente ricos en M.O. (1.52 a 1.90% en la parcela de prueba y 2.4 a 3.0% en la parcela testigo); medios en su contenido de N en suelos irrigados con aguas negras (72.4 a 87.8 kg/ha) y altos en los irrigados con aguas blancas (128.4 a 137.0 kg/ha); altos en su contenido de P_2O_5 (143.4 a 252.6 kg/ha en la parcela de prueba y 175.2 a 206.0 kg/ha en la parcela testigo) y altos en K_2O en suelos regados con aguas negras (144.8 a 493.0 kg/ha) y de alto a bajo en suelos regados con aguas blancas (61.0 a 293.4 kg/ha).

El aspecto bacteriológico es sin duda el mayor limitante al reuso de las aguas negras, lo cuál hace a éstos volúmenes inadecuados para su reutilización en el riego (2.4×10^7 a 4.3×10^7 de coliformes totales por 100 ml) bajo las condiciones actuales, debido a los graves riesgos de contaminación en que se incurre.

No existe evidencia de indicadores de contaminación bacteriológica en aguas subterráneas.

La remoción de bacterias coliformes totales y coliformes fecales fue completa a profundidades mayores de 60 cm en suelos de textura migajón arcilloso del ejido Chapultepec.

Del análisis estadístico se concluye que ambas aguas de riego son iguales en sus valores para C.E., pH y SDT al no existir diferencia significativa.

Tanto la parcela de prueba como la testigo son iguales en su contenido de CO_3^- , HCO_3^- , PSI, P_2O_5 y K_2O al no detectarse diferencia significativa.

En la serie de muestras de la parcela de prueba presentó diferencia significativa a través del tiempo el Na^+ , CO_3^- , HCO_3^- y PSI al igual que la parcela testigo para pH, CO_3^- , SO_4^- y estreptococos fecales.

9 RECOMENDACIONES

Se recomienda que los volúmenes de aguas negras que se utilizan con fines de riego sean tratados y desinfectados mediante las dosificaciones de cloro recomendadas y acordes a los cultivos ejecutados.

El agricultor que este en contacto con estas aguas, requerirá de tomar las precauciones necesarias a fin de evitar su contaminación por patógenos no eliminados durante los procesos de tratamiento y cloración.

Es recomendable la implantación de cultivos tolerantes a las sales y demás parámetros contenidos en las aguas negras a fin de obtener los máximos rendimientos agrícolas.

Es necesario que se vigile el buen funcionamiento del sistema de riego y se establezca un plan de monitoreo para aquellos constituyentes propios de las aguas negras que pudiesen propagarse al acuífero (nutrientes) ó bien alterar la ecología.

Se recomienda se continúen los muestreos aquí realizados en diferentes tipos de suelo y durante un ciclo de cultivo ó ciclo anual, para definir el comportamiento de los parámetros tanto fisicoquímicos como bacteriológicos.

Se sugiere un estudio bacteriológico con especial énfasis en organismos patógenos para cultivos de la zona en donde actualmente se utilizan las aguas negras con fines de riego.

10 LITERATURA CITADA

- Abbott, P. y R.G. Gastil, 1979. Baja California Geology, Field Guides and Papers. Department of Geological Sciences, San Diego State University.
- Adriano, D.C., 1975. Effect of Long-Term Land Disposal by Spray Irrigation of Food Processing Wastes on Some Chemical Properties of the Soil and Subsurface Water. *J. Environ. Qual.*, 4 : 242-248.
- Alexander, M., 1965. Biodegradation: Problems of Molecular recalcitrance and Microbial Fallibility. *Adv. Applied Microbiol.*, 7: 35-80.
- Alexander, M., 1973. Microorganisms and Chemical Pollution. *Bio Science*, 23: 509-515.
- Alexander, M., 1980. Introducción a la Microbiología del Suelo. 2a. Ed. AGT. México, D.F.
- Allaway, W.H., 1977. Food Chain Aspects of the use of Organic Residues. En: *Soils for Management of Organic Wastes and Waste Waters*. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. Pags. 283-298.
- APHA-AWWA-WPCF, 1975. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 14th Ed. Washington, D.C.
- APHA-AWWA-WPCF, 1980. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 15th Ed. Washington, D.C.
- Arredondo, G.F., 1984. Reconocimiento bacteriológico de las aguas litorales de la Bahía de Todos Santos. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Residencia de Prog. y Est. Específicos. Ensenada, B. C.
- Arredondo, G.F. y J.I. Orozco, 1984. Proyecto de Reutilización de las Aguas Negras de la ciudad de Ensenada, B.C. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Ensenada, B.C.
- Arita, A.C., 1975. Problema de Ensalitramiento de los Distritos de Riego. En: *Memorandum Técnico No. 51. Salinidad de los Suelos y Calidad del Agua de riego*. Secretaría de Recursos Hidráulicos. México, D.F.

V

- Babbitt, E.H. y R. Baumann, 1965. Alcantarillado y tratamiento de Aguas Negras. 3a. reimpresión, Ed. Continental. México, D.F.
- Bell, R.G. y J.B. Bole, 1978. Elimination of Fecal Coliform Bacteria from Soil Irrigated with Municipal Sewage Lagoon Effluent. *Journal Environmental Quality*, 7:193-196.
- Bengtson, G.W. y J.J. Cornette, 1973. Disposal of Composted Municipal Waste in a Plantation of Young Slash Pine: Effects on Soil and Trees. *J. Environ. Qual.*, 2:441-444.
- Berrow, M.L. y Weber, 1972. Trace Elements in Sewage Sludges. *J. Sci. Fd. Agric.* 23: 93-100.
- Bitton, G., N. Lahav y Y. Henis, 1974. Movement and Retention of Klebsiella aerogenes in Soil Columns. *Plant and Soil*, 40: 373-380.
- Bonilla, D.V., 1982. Desinfección, Métodos, Mecanismos, Cloración, Decoloración y Aplicación. En: Tratamiento de Aguas Residuales Municipales e Industriales. División de Educación Continua, Facultad de Ingeniería. UNAM. Tijuana, B.C.
- Bradshaw, L.J., 1976. Microbiología de Laboratorio. Ed. El Manual Moderno. México, D.F.
- Broadbent, F.E., 1973. En: Proc. of the Joint Conference on Recycling Municipal Sludges and Effluents on Land. Champaign, Illinois, July 9-13.
- Bryan, L.F., 1974. Wastewater Use in the Production of Food and Fiber-Proceedings. Environmental Protection Technology Series EPA-660/2-74-041. Washington, D.C.
- Burges, A., 1950. The Downward Movement of Fungal Spores in Sandy Soil. *Trans. Brit. Mycol. Soc.*, 33: 142-147.
- Caldwell, E.L., 1938. Pollution Flow from a Pit Latrine when Permeable Soils of Considerable Depth Below the Pit. *Jour. Infect. Dis.*, 62 : 225-258.
- Centro de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Sonora, 1976. Informe Unico y Final del Estudio de las características de las Aguas Negras vertidas por la ciudad de Hermosillo, Son. Hermosillo, Sonora.

- CETENAL, 1976. Carta Geológica Ensenada, HIIB12.
- CETENAL, 1977. Carta Topográfica Ensenada, HIIB12.
- Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada, 1985a. Plano General de la Red de Aguas Blancas de la ciudad de Ensenada, B.C.
- Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada, 1985b. Plano General de la Red de Aguas Negras de la ciudad de Ensenada, B.C.
- Chaney, R.L. y Giordano, 1977. Micronutrients as Related to Plant Deficiencies and Toxicities. En: Soils for Management of Organic Wastes and Waste Waters. Amer. Soc. of Agron. Madison, Wisconsin.
- Chapman, D.H. y P.F. Pratt, 1973. Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas. Ed. Trillas. México, D.F.
- Cheshlom, D., 1972. Lead, Arsenic and Copper content of Crops Grown on Lead Arsenate treated and Untreated Soils. Canadian Journal of Plant Science 52: 583-588.
- Cook, H.A., D.L. Cromwell y H.A. Wilson, 1967. Microorganisms in Household Refuse and Seepage Water from Sanitary Landfills. Proc. West Virginia Academy of Science, 39:107-114.
- Cottrel, N.M., 1975. Disposal of Municipal Wastes on Sandy Soil: Effect on Plant Nutrient Uptake. M.S. Thesis, Oregon State University, Corvallis.
- Cuellar, Ch.R., 1982. Lagunas de estabilización. Clasificación y descripción. Lagunas aeróbicas y aeróbicas-anaeróbicas y diseño. En: Tratamiento de Aguas Residuales Municipales e Industriales. División de Educación Continua. Facultad de Ingeniería. UNAM. Tijuana, B.C.
- Culp, Wesner y Culp, 1979. Water Reuse and Recycling. Vol. 2, Evaluation of Treatment Technology. U.S. Department of Interior, Office of Water Research and Technology. Santa Ana, California.
- Davis, B.D., R. Dulbecco, H.N. Eisen y H.S. Ginsberg, 1980. Microbiology. 3th ed. Harper and Row Publ., Inc. Maryland, USA.
- Ditthorn, F. y A. Luerksen, 1909. Experiments on the Passage of Bacteria Through Soil. En: Sewage Disposal on Agricultural Soils: Chemical and Microbiological Implications. Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma.

- Dobson, A.L. y H.A. Wilson, 1973. Refuse Decomposition in Strip Mine Spoils. Proc. West Virginia Acad. Sci., 35: 59-65.
- Duggan, J.C., 1973. Utilization of Municipal Refuse Compost, I. Field Scale Compost Demonstrations. Compost Sci., 14: 24-25.
- Dunlop, S.G., 1957. The Survival of Pathogenic organisms in Sewage. Public Works, 88.
- Ellis, R.J. y R.S. Adamas, Jr., 1961. Contamination of Soils by Petroleum Hydrocarbons. Adv. Agron., 13: 197-216.
- Environmental Protection Agency, 1981. Process Design Manual. Land Treatment of Municipal Wastewater. EPA 625/1-81-013. Cincinnati, Ohio.
- Epstein, E., 1975. Effect of Sewage Sludge on Some Soil Physical Properties. J. Environ. Qual., 4: 139-142.
- Epstein, E., J.M. Taylor y R.L. Chaney, 1976. Effects of Sewage Compost Applied to Soil on Some Soil Physical and Chemical Properties. J. Environ. Qual., 5: 422-426.
- Escuela Superior de Ciencias Biológicas, 1977. Estudio Regional de Recursos Naturales Renovables. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, B.C.
- García, T.A., 1981. Experimentos en Microbiología del Suelo. CECSA. Ed. Continental. México, D.F.
- Geldreich, E.E., 1966. Sanitary Significance of Fecal Coliforms in the Environment. Publ. WP-20-3, FWPCA, U.S. Int. Dept., Robert A. Taft San. Eng. Center. Cincinnati, Ohio.
- Geldreich, E.E. y B.A. Kenner, 1969. Concepts of Fecal Streptococci in Stream Pollution. J. Water Poll. Control Fed., 41: R336-R-352.
- Gómez, A.C., 1984. Levantamiento topográfico de la zona de riego del Proyecto Aguas Negras Ensenada. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Ensenada, B.C.
- Griffin, R.A., 1976. Attenuation of Pollutants in Municipal Landfill Leachate by Clay Minerals; I. Column Leaching and Field Investigation. Environ. Geol. Notes No. 78.

- Griffin, R.A. y N.F. Shimp, 1976. Leachate Migration Through Selected Clays. En: Gas and Leachate from Land Fills: Formation, Collection and Treatment. Ed. by Genetelli, E.J. and J. Cirello, EPA-600/9-76-004, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Halverson, G.A., 1975. Movement of Elemental Constituents in Sage-hill Loamy Sand Treated with Municipal Waste. M.S. Thesis, Oregon State University, Corvallis.
- Hart, S.A., W.J. Flocker y G.K. York, 1969. Refuse Stabilization in the Land. *Compost Science*, 11: 4-8.
- Hattori, T. y R. Hattori, 1976. The Physical Environment in the Soil Microbiology: An Attempt to Extend Principles of Microbiology to Soil Microorganisms. *Crit. Rev. in Microbiol.*, 4:423-461.
- Hinrichs, D.J., 1980. Assessment of Current Information on Overland Flow Treatment. U.S. Environmental Protection Agency. Office of water Program Operations. EPA-430/9-80-002, MCD 66.
- Hortenstine, C.C. y D.R. Rothwell, 1969. Evaluation of Composted Municipal Refuse as a Plant Nutrient Source and Soil Amendment on Leon Fine Sand. *Proc. Soil and Crop. Sci. Soc. Fla.*, 29:312-319.
- Hossner, L.R., Chun-Wei Kao, R.W. Weaver y J.A. Waggoner, 1978. Sewage Disposal on Agricultural Soils: Chemical and Microbiological Implications. Vol. I, Chemical Implications. Environmental Protection Agency. Ada, Oklahoma.
- Hunt, P.G., C.C. Hortenstine y G.C. Smart, 1973. Response of Plant Parasitic and Saprophytic Nematode Populations to Composted Municipal Refuse. *J. Environmental Qual.*, 2: 264-266.
- Hunt, P.G., L.C. Glide y N.R. Francingues, 1976. Land Treatment and Disposal of Food Processing Wastes. En: Land Application of Waste Materials, Soil Conservation Society of America. Ankeny, Iowa.
- Janetti, D.H., 1971. Presencia de boro en las aguas negras de la ciudad de México. Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México. Folleto 1868. Biblioteca Central, ENA, México.
- Jenkins, T.F. y A.J. Palazzo, 1981. Wastewater Treatment by a Slow Rate and Treatment System. U.S. Army Corps of Engineers. Cold Regions Research and Engineering Laboratory. CREEL Report 81 - 14. Hanover, New Hampshire.

- Jones, O.R., 1968. Movement of Coliform Bacteria and Organic Matter in the Ogallala Aquifer at Bushland, Tex. Tex. Agri. Exp. Sta. Pub. No. MP-873.
- Jonguitud, F.V., 1981. Procesos biológicos de tratamiento. Conceptos Fundamentales. En: Tratamiento de Aguas Residuales Municipales e Industriales. División de Educación Continua, Facultad de Ingeniería. UNAM. Tijuana, B.C.
- Juárez, C.M., 1971. Efecto de los componentes de las aguas negras (boro y ABS) en el desarrollo de la lechuga y frijol bajo condiciones de invernadero. Tesis de Maestría, C.P. ENA, Chapingo, México.
- King, L.D., L.A. Rudgers y L.R. Webber, 1974. Application of Municipal Refuse and Liquid Sewage Sludge to Agricultural Land: I. Field Study. J. Environ. Qual., 3: 361-366.
- Korkman, J., 1971. Survival and Leaching of Fecal Streptococci Under Field Conditions. Acta. Agalia Fennica, 123: 186-196.
- Lance, J.C., 1971. The Reuse of Wastewater. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.
- Mack, W.N., W.L. Mallman, H.H. Brown y B.J. Krueger, 1958. Isolation of Enteric Viruses and Salmonellae from Sewage. I-Comparison of Isolation of Coliforms and Enterococci Incidence to the Isolation of Viruses. Sewage Ind. Wastes, 30: 957-962.
- Mahendrappa, M.K., 1966. Nitrifying Organisms Affected by Climate Regions in Western United States. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 30: 60-62.
- Margalef, R., 1980. Ecología. 3a. reimpresión, Ed. Omega. Barcelona, España.
- Márquez, L.J., 1984. Estudio Geológico de Reconocimiento del Vaso Regulador del Proyecto Aguas Negras Ensenada. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Ensenada, B.C.
- Martin, J.P. y D.D. Focht, 1977. Biological Properties of Soils. En: Soils for Management of Organic Wastes and Waste Waters. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin.
- Mascareño, C.F. y R. Guajardo, 1977. Estudio Preliminar sobre contaminación de los suelos y de la producción agrícola en el Distrito de Riego 03 por el uso de aguas negras de la ciudad de México. Agrociencia No. 27, Chapingo, México.

- Mays, D.A., G.L. Terman y J.C. Duggan, 1973. Municipal Compost : Effects on Crop Yields and Soils Properties. *J. Environ. Qual.*, 2: 89-92.
- McFeters, G.A., G.K. Bissonette, J.J. Jezeske, C.A. Thomson y D.G. Stuart, 1974. Comparative Survival of Indicator Bacteria and Enteric Pathogens in Well Water. *Appl. Microbiol.*, 27:823-829.
- Meiklejohn, J., 1954. Some Aspects of the Physiology of Nitrifying Bacteria. En: *Autotrophic Microorganisms*, B.A. Fry and J.L. Peel, Eds. Cambridge Univ. Press, London.
- Miller, R.H., 1974. The Soil as a Biological Filter. En: *Proceedings on Conference on Recycling Treated Municipal Wastewater through Forest and Cropland*. U.S. Environmental Protection Agency.
- Mosier, A.R., 1977. Odors and Emissions from Organic Wastes. En: *Soils for Management of Organic Wastes and Waste Waters*. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin.
- Nishikawa, K.K.A., 1968. Estudio sobre la atenuación de la toxicidad de metales pesados en el medio acuático. Tesis de Licenciatura , Ciencias Marinas. Ensenada, B.C.
- Noy, J.A. y A. Feinmesser, 1967. The Use of Wastewater for Agricultural Irrigation. Environmental Protection Agency.
- Odum, E.P., 1971. *Fundamentals of Ecology*. 3rd. Ed. Saunders. New York.
- Ortiz, V.B. y C.A. Ortiz, 1980. *Edafología*. 3a. Ed. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, México.
- Page, A.L., 1974. Fate and Effects of Trace Elements in Sewage Sludge when Applied to Agricultural Lands. EPA-670/2-74-005, U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.
- Palacios, V.O. y N.E. Aceves, 1970. Instructivo para el muestreo , registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola. Rama de Riego y Drenaje. Serie de Apuntes No. 15, C.P. ENA, Chapingo, México.
- Parr, J.F., 1974. Effects of Pesticides on Microorganisms in Soil and Water. En: *Pesticides in Soil and Water*, W.D. Guenzi (ed). Soil Sci. America, Inc. Madison, Wisconsin.
- Pelczar, J.M., R.D. Reid y E.C.S. Chan, 1982. *Microbiología*. 4a.ed. McGraw Hill.

- Phillips, C.R. y J. Nathwani, 1976. Soil Waste Interactions: A State-of-the-Art Review. Solid Waste Management Report. Environmental Canada.
- Phung, T., L. Barker, D. Ross y D. Bauer, 1978. Land Cultivation of Industrial Wastes and Municipal Solid Wastes. State-of-the-Art Study. Vol. I, Technical Summary and Literature Review. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.
- Pillado, A.R., 1986. Estudio Agrológico Semidetallado del ejido Chapultepec, Mpio. de Ensenada, B.C. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Ensenada, B.C.
- Pound, C.E. y R.W. Crites, 1973. Wastewater Treatment and Reuse by Land Application. Vol. II, Environmental Protection Technology Series, EPA-660/2-73-006b.
- Randall, A.D., 1970. Movement of Bacteria from a River to a Municipal Well - A case History. J.Am. Water Works Assn., 62:716-720.
- Reyes, F.L., 1970. Proyecto de Tratamiento y reuso de las aguas negras de la ciudad de Ensenada, B.C. Tesis de Licenciatura. Esc. de Ingeniería. UNISON.
- Richards, L.A., 1954. Ed. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. Agri. Handbook No. 60 U.S. Dept. of Agriculture.
- Rodríguez, P.L., 1985. Reuso de aguas tratadas en riego agrícola. En: Seminario-Taller sobre Tecnología de diseño y Operación de lagunas de estabilización, SARH-UABC. Mexicali, B.C.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1974. Proyecto Planta de Tratamiento de Aguas Negras de la ciudad de Ensenada, B.C.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1975. Legislación Relativa al agua y su contaminación. Subsecretaría de Planeación, Direcc. Gral. de Protección y Ordenación Ecológica. México, D.F.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1976. Estudio Geohidrológico de la cuenca del Valle de Maneadero. Residencia de Geohidrología y Zonas Áridas. Ensenada, B.C.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1978. Cálculo del clima de acuerdo al 2o. Sistema de Thornthwaite. Subdirecc. de Agrología, Publicación No. 7, 2a. ed. México, D.F.

- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1979. Actualización al Boletín Hidrológico No. 28, Tomo II. Subdirecc. de Hidrología. México, D.F.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1984. Manual de Aprovechamiento de Aguas Residuales en el riego agrícola. Subsecretaría de Planeación, Direcc. Gal. de Usos del Agua y Prevención de la contaminación. Subdirecc. de Inv. y Entrenamiento. México, D.F.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1985. Manual de Microbiología del Agua. 3a. ed. Subsecretaría de Infraestructura Hidráulica, Direcc. Gal. de Desarrollo Tec., Subdirecc. de Inv. y Entrenamiento. México, D.F.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1986a. Datos climatológicos de la Estación Ensenada. Residencia Gal. de Admón. y Usos del Agua. Ensenada, B. C.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1986b. Reporte de Análisis Físico y Químico de suelos para uso agrícola. Jefatura de Unidades de Riego para el desarrollo Rural. Ensenada, B.C.
- Secretaría de Recursos Hidráulicos, 1960. Normas de Proyecto para Obras de Aprovechamiento de Agua Potable en localidades urbanas de la República Mexicana. Subsecretaría de Construcción, Direcc. Gal. de Agua Potable y Alcantarillado. México, D.F.
- Secretaría de Recursos Hidráulicos, 1973. Generalidades del Distrito de Riego 03 de Tula, Hgo. Hoja de Divulgación No. 1 Mixquihuala, Hgo.
- Secretaría de Salubridad y Asistencia, 1973. Contribución al Programa de descentralización de las explotaciones lecheras del Distrito Federal. Subsecretaría de Mejoramiento del Ambiente. México, D.F.
- Seoanez, C.M., 1978. Aprovechamiento y Tratamiento Agrarios de las aguas Residuales Urbanas. Inst. Nac. de Investigaciones Agrícolas. Monografía No. 25. Madrid, España.

- Steigerwald, E. y U. Springer, 1953. Further Experiments with Refuse , Refuse Compost, and Composts of Refuse and Sludge. En: International Group on Refuse Disposal 1958-1961. U.S. Dept. of Health, Education and Welfare, Public Service Information Bulletin No. 1.
- Stevenson, F.J. y M.S. Ardakani, 1972. Organic Matter Reactions Involving Micronutrients in Soils. En: Micronutrients in Agriculture, J.J. Mortvedt, et al. eds. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Stewart, B.A. y L.R. Webber, 1976. Consideration of Soils for Accepting Wastes. En: Land Application of Waste Materials. Soil Conservation Society of America. Akeny, Iowa.
- The World Bank and World Health Organization, 1985. The Engelberg Report. Health Aspects of Wastewater and Excreta Use in Agriculture and Aquaculture. Engelberg, Switzerland. July 1-4.
- Thompson, B.M., J.W. Biddle y W.B. Cherry, 1975. Detection of Salmonellae in the Environment. Apl. Microbiol., 30 : 764-767.
- Tisdale, S.L. y W.L. Nelson, 1966. Soil Fertility and Fertilizers. Macmillan Company, New York, N.Y.
- Underwood, E.J., 1971. Trace Elements in Human and Animal Nutrition. 3rd ed. Academic Press, New York, N.Y.
- United States Salinity Lab., 1963. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. U.S. Dept. Agr. Handbook 60, U.S. Govt. Printing Office. Washington, D.C.
- Universidad Autónoma de Baja California- San Diego State University, 1971. Reconnaissance Geologic of the State of Baja California. The Geological Society of America, Inc.
- Universidad Autónoma de Baja California, 1979. Estudio bacteriológico de la Bahía de Todos Santos para los meses de febrero a septiembre de 1979. Esc. Sup. de Ciencias Marinas. Ensenada, B.C.
- U.S. House of Representatives, 1976. Material Relating to the Resource Conservation and Recovery Act of 1976. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Volk, V.V. y C.H. Ullery, 1972. Disposal of Municipal Wastes on Sandy Soils. Report to the Boeing Company, Department of Soil Science, Oregon State University, Corvallis.

Water Pollution Control Federation, 1971. Utilization of Municipal Wastewater Sludge. Manual of Practice No. 2, Washington, D.C.

Water Pollution Control Federation, 1976a. Chlorination of Wastewater. Manual of Practice No. 4, Washington, D.C.

Water Pollution Control Federation, 1976b. Operation of Wastewater Treatment Plants. Manual of Practice No. 11, Washington, D.C.

Weaver, R.W., N.O. Dronen, B.G. Foster, F.C. Heck y R.C. Fehrmann, 1978. Sewage Disposal on Agricultural Soils: Chemical and Microbiological Implications. Vol. II, Microbiological Implications. Environmental Protection Agency. Ada, Oklahoma.

11 APENDICES

APENDICE 1. USO ACTUAL DEL SUELO, EJIDO CHAPULTEPEC, BAJA CALIFORNIA.

SUBCICLO 1985-1985, 1985-1986
PRIMAVERA-VERANO, OTOÑO-INVIERNO

U S O	SUPERFICIE EN HA.	PORCENTAJE
ALFALFA	21.45	1.01
APIO	3.50	0.16
AVENA FORRAJERA	4.50	0.21
AGOSTADERO	230.87	10.83
CALABAZA	83.90	3.93
CEBADA FORRAJERA	90.50	4.25
CEBADA FORRAJERA ASOCIADA	20.00	0.94
CEBOLLIN	8.00	0.37
CENTENO	3.55	0.17
CHICHARO	6.50	0.31
CHILE	15.00	0.70
EJOTE	9.00	0.42
FRIJOL	2.00	0.09
HABA	13.20	0.62
JITOMATE	20.00	0.94
LECHUGA	0.50	0.02
MAIZ	8.50	0.40
MAIZ ASOC. CON CHILE	3.00	0.14
OLIVO	65.20	3.06
PAPA	18.00	0.84
TERRENO CERRIL	846.25	39.69
TERRENO EN DESCANSO	194.00	9.10
TERRENO ENMONTADO	3.00	0.14
TERRENO EROSIONADO	5.50	0.26
TERRENO ESCARPADO	12.50	0.59
TERRENO INUNDADO	1.00	0.05
TERRENO PREPARADO	73.25	3.44
TERRENO FEDERAL	205.18	9.62
TRIGO	10.00	0.47
ZONA RURAL	9.83	0.46
ZONA URBANA	144.32	6.77
T O T A L	2,132.00	100.00

APENDICE 2. CULTIVOS REGADOS CON AGUAS NEGRAS, EJIDO CHAPULTEPEC, B.C.

SUBCICLO 1985-1985, 1985-1986
PRIMAVERA-VERANO, OTOÑO-INVIERNO

C U L T I V O	SUPERFICIE EN HA.
ALFALFA	13.40
CALABAZA	5.40
CHILE	15.00
HABA	4.20
MAIZ	7.50
MAIZ ASOCIADO CON CHILE	3.00
OLIVO	20.00
AGOSTADERO	2.00
TERRENO PREPARADO	6.50
TERRENO EN DESCANSO	23.00
T O T A L	100.00

APENDICE 3. COMPARACION DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS Y BACTERIOLOGICOS SEGUN ANALISIS H DE KRUSKAL-WALLIS ENTRE AGUAS NEGRAS Y AGUAS BLANCAS CON UNA SIGNIFICANCIA DE 0.05 .

PARAMETRO	H CALCULADA	H TABLAS DE KRUSKAL-WALLIS	DECISION
T °C	3.000	2.267	con diferencia significativa
C.E.	0.429	0.527	sin diferencia significativa
pH	0.784	0.411	sin diferencia significativa
Ca ⁺⁺	3.000	2.267	con diferencia significativa
Mg ⁺⁺	3.000	2.267	con diferencia significativa
Na ⁺	3.000	2.267	con diferencia significativa
HCO ₃ ⁻	3.000	2.267	con diferencia significativa
Cl ⁻	3.000	2.267	con diferencia significativa
SO ₄ ⁼	3.000	2.267	con diferencia significativa
SDT	0.429	0.527	sin diferencia significativa
CaCO ₃	3.000	2.267	con diferencia significativa
% Na ⁺	3.000	2.267	con diferencia significativa
RAS	3.000	2.267	con diferencia significativa
Bacterias Aeróbicas totales.	3.000	2.267	con diferencia significativa
Coliformes totales.	3.000	2.267	con diferencia significativa
Coliformes fecales.	3.000	2.267	con diferencia significativa
Estreptococos fecales.	3.000	2.267	con diferencia significativa

APENDICE 4. COMPARACION DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS Y BACTERIOLOGICOS SEGUN ANALISIS H DE KRUSKAL-WALLIS ENTRE SUELOS REGADOS CON AGUAS NEGRAS (PARCELA DE PRUEBA) Y SUELOS REGADOS CON AGUAS BLANCAS (PARCELA TESTIGO) CON UNA SIGNIFICANCIA DE 0.05

PARAMETRO	H CALCULADA	H TABLAS DE KRUSKAL-WALLIS	DECISION
C.E.	8.867	5.755	con diferencia significativa
pH	6.533	6.206	con diferencia significativa
Ca ⁺⁺	8.067	5.929	con diferencia significativa
Mg ⁺⁺	7.467	6.046	con diferencia significativa
Na ⁺	8.133	5.916	con diferencia significativa
CO ₃ ⁼	0.063	0.795	sin diferencia significativa
HCO ₃ ⁻	0.097	0.749	sin diferencia significativa
Cl ⁻	8.267	5.888	con diferencia significativa
SO ₄ ⁼	10.867	5.216	con diferencia significativa
PSI	0.910	0.344	sin diferencia significativa
M.O.	12.200	4.754	con diferencia significativa
N	11.933	4.855	con diferencia significativa
P ₂ O ₅	0.034	0.845	sin diferencia significativa
K ₂ O	2.169	0.144	sin diferencia significativa
Bacterias Aeróbi- cas totales.	13.133	4.366	con diferencia significativa
Coliformes tota- les.	15.000	3.345	con diferencia significativa
Coliformes feca- les.	15.000	3.345	con diferencia significativa
Estreptococos fe- cales.	15.000	3.345	con diferencia significativa

APENDICE 5. COMPARACION DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS Y BACTERIOLOGICOS A TRAVES DEL TIEMPO SEGUN ANALISIS H DE KRUSKAL-WALLIS EN SUELOS REGADOS CON AGUAS NEGRAS (PARCELA DE PRUEBA) CON UNA SIGNIFICANCIA DE 0.05 .

PARAMETRO	H	CALCULADA	H TABLAS DE KRUSKAL-WALLIS	DECISION
C.E.		3.636	0.170	sin diferencia significativa
pH		2.907	0.249	sin diferencia significativa
Ca ⁺⁺		2.413	0.320	sin diferencia significativa
Mg ⁺⁺		0.621	0.743	sin diferencia significativa
Na ⁺				
Meses (1,2)		1.200	4.556	sin diferencia significativa
(1,3)		6.000	4.556	con diferencia significativa
(2,3)		7.200	4.556	con diferencia significativa
CO ₃ ⁻				
Meses (1,2)		0.000	3.268	sin diferencia significativa
(1,3)		4.500	3.268	con diferencia significativa
(2,3)		4.500	3.268	con diferencia significativa
HCO ₃ ⁻				
Meses (1,2)		0.800	3.793	sin diferencia significativa
(1,3)		7.100	3.793	con diferencia significativa
(2,3)		7.900	3.793	con diferencia significativa
Cl ⁻		0.020	0.235	sin diferencia significativa
SO ₄ ⁻		2.940	0.245	sin diferencia significativa
PSI				
Meses (1,2)		0.600	4.365	sin diferencia significativa
(1,3)		6.600	4.365	con diferencia significativa
(2,3)		7.300	4.365	con diferencia significativa
M.O.		4.347	0.113	sin diferencia significativa
N		2.526	0.302	sin diferencia significativa
P ₂ O ₅		5.469	0.057	sin diferencia significativa
K ₂ O		5.003	0.076	sin diferencia significativa
Bacterias Aeróbicas totales.		1.502	0.496	sin diferencia significativa
Coliformes totales		2.815	0.262	sin diferencia significativa
Coliformes fecales		2.074	0.378	sin diferencia significativa
Estreptococos fecales.		1.392	0.522	sin diferencia significativa

APENDICE 6. COMPARACION DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS Y BACTERIOLOGICOS A TRAVES DEL TIEMPO SEGUN ANALISIS H DE KRUSKAL-WALLIS EN SUELOS REGADOS CON AGUAS BLANCAS (PARCELA TESTIGO) CON UNA SIGNIFICANCIA DE 0.05 .

PARAMETRO	H	CALCULADA	H TABLAS DE KRUSKAL-WALLIS	DECISION
C.E.		4.160	0.126	sin diferencia significativa
pH				
Meses (1,2)		4.900	2.931	con diferencia significativa
(1,3)		9.500	2.931	con diferencia significativa
(2,3)		4.600	2.931	con diferencia significativa
Ca ⁺⁺		4.931	0.080	sin diferencia significativa
Mg ⁺⁺		4.159	0.126	sin diferencia significativa
Na ⁺		0.048	0.794	sin diferencia significativa
CO ₃ ⁼				
Meses (1,2)		0.000	5.032	sin diferencia significativa
(1,3)		6.000	5.032	con diferencia significativa
(2,3)		6.000	5.032	con diferencia significativa
HCO ₃ ⁻		4.774	0.088	sin diferencia significativa
Cl ⁻		3.611	0.172	sin diferencia significativa
SO ₄ ⁼				
Meses (1,2)		4.200	4.859	sin diferencia significativa
(1,3)		7.200	4.859	con diferencia significativa
(2,3)		3.000	4.859	sin diferencia significativa
PSI		0.621	0.743	sin diferencia significativa
M.O.		2.580	0.295	sin diferencia significativa
N		0.335	0.847	sin diferencia significativa
P ₂ O ₅		2.679	0.280	sin diferencia significativa
K ₂ O		4.347	0.113	sin diferencia significativa
Bacterias Aeróbicas totales.		2.383	0.325	sin diferencia significativa
Coliformes totales		5.366	0.060	sin diferencia significativa
Coliformes fecales		2.568	0.296	sin diferencia significativa
Estreptococos fecales				
Meses (1,2)		7.200	4.700	con diferencia significativa
(1,3)		5.400	4.700	con diferencia significativa
(2,3)		1.800	4.700	sin diferencia significativa