



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BÁSICAS

EVALUACIÓN HIDROEDAFOLÓGICA Y RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS AL USO AGRÍCOLA DE UNA ZONA DEL ISTMO DE TEHUANTEPEC, OAXACA.

TESIS DE MAESTRÍA

PRESENTA:

DIANA LAURA MONTEJO CUSTODIO

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN QUÍMICA APLICADA

DIRECTOR DE TESIS:

M.C GUILLERMO CHÁVEZ HERNÁNDEZ

DR. CARLOS MARIO MORALES BAUTISTA

CUNDUACAN, TABASCO, 2022



EVALUACIÓN HIDROEDAFOLÓGICA Y RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS AL USO AGRÍCOLA DE UNA ZONA DEL ISTMO DE TEHUANTEPEC, OAXACA.



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



División
Académica
de Ciencias
Básicas



DIRECCIÓN

31 de marzo de 2022

**ING. DIANA LAURA MONTEJO CUSTODIO
ESTUDIANTE DE LA MAESTRÍA EN CIENCIAS EN QUÍMICA APLICADA
P R E S E N T E.**

Por medio de la presente y de la manera más atenta, me dirijo a Usted para hacer de su conocimiento que proceda a la impresión del trabajo titulado **"EVALUACIÓN HIDROEDAFOLÓGICA Y RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS AL USO AGRÍCOLA DE UNA ZONA DEL ISTMO DE TEHUANTEPEC, OAXACA"** en virtud de que reúne los requisitos para el EXAMEN PROFESIONAL para obtener el grado de Maestro en Ciencias en Química Aplicada.

Sin otro particular, reciba un cordial saludo.

ATENTAMENTE

**DR. GERARDO DELGADILLO PIÑÓN
DIRECTOR**

C.c.p.- Archivo.

Km.1 Carretera Cunduacán-Jalpa de Méndez, A.P. 24, C.P. 86690, Cunduacán, Tab., México.
Tel/Fax: (993) 3581500 Ext. 6702,6701 E-Mail: direccion.dacb@ujat.mx



CARTA DE AUTORIZACIÓN

El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente la tesis de grado denominada "EVALUACIÓN HIDROEDAFOLÓGICA Y RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS AL USO AGRÍCOLA DE UNA ZONA DEL ISTMO DE TEHUANTEPEC, OAXACA" de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de la tesis antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en este documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Cunduacán, Tabasco a los 04 días del mes de abril de 2022.

Autoriza

Diana Laura Montejo Custodio

192A27002



DEDICATORIA

Dedico este trabajo a las personas que durante su vida me han forjado el carácter y la disciplina que en mi existe; mis amados padres.

Doy gracias principalmente a Dios por la vida, la salud y por permitir un logro más en mi camino, al mismo tiempo a aquellas personas que han estado a mi lado apoyándome, dándome palabras de aliento e impulsándome a crecer profesionalmente y ser mejor persona cada día.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

AGRADECIMIENTO

Agradezco el apoyo incondicional y el esfuerzo de mis padres que han permitido ser lo que soy hasta el día de hoy.

Gracias a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco por brindarme la oportunidad y el privilegio de ser parte de la comunidad estudiantil, por representarme y aportar un amplio conocimiento a lo largo de mi formación.

A personas realmente admirables y apasionadas a la investigación como lo son el MC. Guillermo Chávez Hernández y el Dr. Carlos Mario Morales Bautista que sin duda alguna ha sido un elemento muy importante al desarrollo y finalización de este trabajo de tesis, gracias por su paciencia, consejos y dedicación.

A los profesores investigadores de diferentes áreas que fueron indispensables para la culminación del trabajo, al aportar sus conocimientos y equipos, entre ellos la Dra. Sonia Alejandra Torres Sánchez en el área de petrografía, el Dr. David Salvador García Zaleta del área de interpretación de Difracción de rayos x, Dra. Iliana Margarita de la Garza Rodríguez del área de metales, el Dr. Gastón Priego Hernández del área de hidrografía.

Al comité tutorial y de posgrado por dedicarme su valioso tiempo sin el afán de enaltecerse, sin ser petulante o jactanciosos, por la aportación de sus conocimientos para la mejora del trabajo.

Al Ing. Juan Cruz Velázquez por facilitarme el área de estudio de este trabajo, así como la disponibilidad y compromiso con la sociedad al considerarlo como problemática de interés y de investigación.

Gracias a mis amigos y compañeros del área de geoquímica Mónica Maribel Yzquierdo Ruiz y Danny Rodolfo Córdoba Gómez por su complicidad y apoyo a lo largo de estos años de trabajo, que a pesar de las condiciones actuales seguimos en pie.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo y sustento económico, el cual fue una herramienta indispensable para dedicación completa y desarrollo durante la Maestría.

CONTENIDO

DEDICATORIA	4
AGRADECIMIENTO	5
CONTENIDO	6
ÍNDICE DE FIGURAS.....	8
ÍNDICE DE TABLAS	9
INDICE DE GRAFICOS.....	10
GLOSARIO DE ECUACIONES.....	11
RESUMEN.....	12
I. INTRODUCCIÓN.....	14
II. OBJETIVOS	15
2.1 General.....	15
2.2 Específicos	15
III. HIPÓTESIS.....	15
IV. JUSTIFICACIÓN	15
V. MARCO TEÓRICO	16
5.1 Hidroedafología	16
5.1.1 Ciclo hidrológico.....	16
5.1.2 Balance hídrico	16
5.1.3 Acuíferos	17
5.1.4 Ley de Darcy.....	18
5.1.5 Suelo	18
5.1.6 Huella hídrica.....	21
5.1.7 Modelación bidimensional lluvia-escurrimiento	23
5.1.8 Método de los polígonos de Thiessen.....	23
5.2 Evaluación de riesgos ambientales	25
5.2.1 Marco legal ambiental	26
5.2.2 Métodos analíticos utilizados para la identificación y determinación de contaminantes	26
VI. ANTECEDENTES	30
VII. ÁREA DE ESTUDIO.....	35
7.1 Reforma de Pineda, Oaxaca	35
7.1.1 Fisiografía	35
7.1.2 Geología	37
7.1.3 Edafología.....	38
7.1.4 Clima	40
7.1.5 Hidrografía.....	40

7.1.6 Producción de mango Ataulfo	41
VIII. METODOLOGIA	42
8.1 Muestreo y descripción de campo	43
8.2 Determinación de parámetros (NOM-021-SEMARNAT-2000)	45
8.3 Determinación mineralógica	52
8.4 Determinación de metales	54
8.5 Modelación numérica bidimensional lluvia-escorrimento	56
IX. RESULTADO Y ANÁLISIS	66
9.1 ANÁLISIS ESTADÍSTICO ANOVA-TUKEY	66
9.1.1 El pH	66
9.1.2 Conductividad eléctrica (CE)	70
9.1.3 Densidad aparente (DA)	72
9.1.4 Densidad real (DR)	74
9.1.5 Porosidad (Po)	75
9.1.6 Materia orgánica (MO)	76
9.1.7 Capacidad de campo (CC)	78
9.1.8 Textura	79
9.1.9 Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	81
9.2 La lámina de riego	85
9.3 Modelo bidimensional lluvia- escurrimento	86
9.4 ANÁLISIS MINERALÓGICO	88
9.4.1 Petrografía	88
9.4.2 Difracción de Rayos X (DRX)	92
9.5 DETERMINACION DE METALES EN SUELOS	97
9.5.1 Microscopia electrónica de barrido con detector de energías dispersivas (SEM-EDS)	97
9.5.2 Espectrometría de absorción atómica (AA) en suelos	103
9.5.3 Espectrometría de absorción atómica (AA) para la determinación de metales pesados en agua.	128
9.5.4 Riesgos ambientales	137
X. CONCLUSIONES	142
XI. RECOMENDACIONES	144
XII. REFERENCIAS	145
XIII. ANEXOS	170

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Horizontes de un perfil edafológico. Fuente: Imagen tomada por Córdoba (2020).....	19
Figura 2. Diagrama de localización de estaciones. Fuente: Universidad de Coruña 2017	24
Figura 3. Red de Triángulos Irregulares. Fuente: Universidad de Coruña 2017	24
Figura 4. Mapa de ubicación de la zona de estudio.	35
Figura 5. Mapa del estado de Oaxaca con sus provincias fisiográficas.....	36
Figura 6. Mapa del estado de Oaxaca y sus subprovincia fisiográficas.....	36
Figura 7. Mapa del estado de Oaxaca y su sistema de topoformas.	37
Figura 8. Mapa geológico del tipo de rocas.....	38
Figura 9. Mapa de los suelos dominantes del estado de Oaxaca.....	39
Figura 10. Mapa de unidades climáticas.....	40
Figura 11. Mapa de las regiones hidrográficas del estado de Oaxaca.	41
Figura 12. Diagrama general de la metodología a realizar.	42
Figura 13. Delimitación del área de estudio.	43
Figura 14. Triángulo de texturas	49
Figura 15. Polígono de la zona de estudio.....	57
Figura 16. Aportaciones y estaciones de influencia de la Zona de estudio. Tomada de Google Earth Pro.	58
Figura 17. Polígonos de Thiessen. Tomada de Google Earth Pro.....	58
Figura 18. Área de Influencia de las estaciones. Tomada de Google Earth Pro.....	59
Figura 19. Modelo Digital de Terreno de la Zona de estudio. Tomada de Google Earth Pro a partir de datos de INEGI.....	61
Figura 20. Superficie creada a partir de importación del MDT.....	61
Figura 21. Calidad de la forma de la zona de estudio.	62
Figura 22. Mallado y coeficiente de rugosidad característico de la zona de estudio... 62	
Figura 23. Hietograma asignado a la Modelación.	63
Figura 24. Condición de contorno supercrítica.....	63
Figura 25.- Tiempo de cálculo del modelo numérico en segundos.....	64
Figura 26. Gasto Obtenido para la modelación de lluvia Tr= 10 años.	64
Figura 27. Vectores de caudal Tr= 10 años.	65
Figura 28. Vectores de velocidad Tr= 10 años.....	65
Figura 29. Distribución de las clases texturales en el sitio de estudio.	80
Figura 30. Dirección de escurrimientos con los vectores de velocidad m/s	87
Figura 31. Distribución de las áreas coloreadas con mayor potencial hídrico.	87
Figura 32. Posible ruta de exposición de contaminantes. Elaboración propia.	141

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción del perfil edafológico.....	44
Tabla 2: Clasificación de pH.	45
Tabla 3. Interpretación de resultados de conductividad eléctrica.	46
Tabla 4: Clasificación de la Materia orgánica de acuerdo a su concentración.....	47
Tabla 5. Interpretación de resultados de densidad aparente.....	47
Tabla 6. Interpretación para capacidad de campo	50
Tabla 7. Ubicación e información de estaciones climatológicas CONAGUA.	59
Tabla 8. Lluvias diarias máximas en 24 hrs de la estación 20082.....	60
Tabla 9. Parámetros geoquímicos de los puntos muestreados.	83
Tabla 10. Parámetros del perfil edafológico	84
Tabla 11. Calculo de la lámina de riego.	86
Tabla 12. Concentración de macronutrientes, micronutrientes y metales pesados de las diferentes zonas de estudio	105
Tabla 15. Límites máximos permisibles para metales pesados en biosolidos (SEMARNAT, 2002).....	105
Tabla 14. Clasificación de micronutrientes y elementos tóxicos (SEMARNAT, 2000).	105
Tabla 13. Concentraciones de referencia totales por tipo de uso de suelo (SEMARNAT, 2004).	105
Tabla 16. Macronutrientes.	115
Tabla 17. Estándares normativos mundiales	127
Tabla 18. Concentraciones totales en aguas mg/L	129
Tabla 19. Límites permisibles de cationes en aguas en mEq/L.....	129
Tabla 20. Límites permisibles de concentraciones de contaminantes.....	131
Tabla 21. Estándares normativos de diferentes países.....	132
Tabla 22. Estándares normativos de diferentes países.....	133

INDICE DE GRAFICOS

Gráfico 1. Valores de pH de las muestras de suelo	67
Gráfico 2. Distribución de los valores de conductividad eléctrica.	71
Gráfico 3. Distribución de los valores de densidad aparente.....	74
Gráfico 4. Distribución de la porosidad.....	76
Gráfico 5. Distribución de materia orgánica	77
Gráfico 6. Distribución de la capacidad de campo	78
Gráfico 7. Comparación de los valores de CIC respecto al contenido de arena.....	82
Gráfico 8. Difractograma de la muestra de roca gneis.	93
Gráfico 9. Difractograma de la muestra de suelo del vertedero.....	93
Gráfico 10. Difractograma de la muestra de suelo de punto 12 ubicado dentro de la parcela.....	94
Gráfico 11. Difractograma de la muestra de suelo del punto 13 ubicado dentro de la parcela.....	94
Gráfico 12. Distribución en porcentaje de los elementos presentes en las muestras analizadas por SEM-EDS.	99
Gráfico 13. Distribución en porcentaje de los elementos presentes en las muestras analizadas por SEM-EDS.	99
Gráfico 14. Concentración total de macronutrientes	106
Gráfico 15. Concentración total de micronutrientes.....	116
Gráfico 16. Concentración total de metales pesados.....	119

GLOSARIO DE ECUACIONES

Ecuación (5.1.4.1). Ley de Darcy	16
Ecuación (5.1.4.2). Dirección del flujo	16
Ecuación (5.1.6.1). Porosidad	20
Ecuación (5.1.6.2). Densidad aparente	20
Ecuación (5.1.6.3). Densidad real.	21
Ecuación (5.1.6.4). Capacidad de campo	21
Ecuación (5.1.8.1). Precipitación media	22
Ecuación (5.2.2.1). Ley de Bragg	25
Ecuación (8.1). Materia orgánica	44
Ecuación (8.5). Porcentaje de arcilla	46
Ecuación (8.6). Porcentaje de arena	46
Ecuación (8.7). Porcentaje de limo	46
Ecuación (8.9). Punto de marchitez permanente	48
Ecuación (8.10). Humedad en volumen a CC	48
Ecuación (8.11). Humedad en volumen a PMP	48
Ecuación (8.12). Agua disponible	48
Ecuación (8.14). Lámina neta	49
Ecuación (8.18). Capacidad de intercambio catiónico CIC	50

RESUMEN

El sector primario es uno de los pilares económicos de muchos estados de México, algunos con rezago social alto, como el estado de Oaxaca, en especial el municipio de Reforma de Pineda. Este sitio posee diferentes sembradíos, siendo representativo el de mango (*Mangifera Indica*), entre las variedades Ataulfo y Tommy Atkins, que significan la mayor actividad económica de la región. A pesar de esto, algunos municipios de Oaxaca, tienen dos problemáticas en particular que merman la producción de estos árboles frutales, esta son el acceso al agua y la presencia de vertederos a cielo abierto de residuos sólidos urbanos.

Por estas razones, en el presente trabajo exponemos un caso práctico para determinar el balance hídrico de una zona agrícola, así como los riesgos ambientales asociados en el uso de suelo para la producción de mangos en una parcela ubicada en el municipio de Reforma de Pineda. La metodología se desarrolló mediante un muestreo dirigido en el que se tomaron estratos geológicos y se analizaron mediante las técnicas de microscopía electrónica de barrido (SEM), petrografía, difracción de rayos X (DRX), así como parámetros normados de metales en agua (NMX-AA-051-SCF1-2016, NOM-117-SSA-1994, NOM-127-SSA1-1994, NOM-001-SEMARNAT-1996) y suelo (NOM-147-SEMARNAT/SSA-2004) para fines agrícolas (NOM-021-SEMARNAT-2000) por espectrometría de absorción atómica (EAA). Finalmente, se evaluaron diferencias significativas entre un sitio afectado por residuos sólidos y no afectado, en el que se incluyó la hídrica (Modelación numérica bidimensional lluvia- escurrimiento o MNB) como base de riesgos ambientales asociados y la lámina de riego.

Se observó que el tipo de suelo es similar a un cambisol eutricto (CMe) ya que presentó coloración pardo rojizo y pardo oscuro, textura granular fina, presencia de moteas color rojizas y verde olivo, ambas representativas de Fe y Mg. La estructura mineralógica encontrada petrografía reportan presencia de cuarzo, plagioclasas, piroxenos y óxidos de hierro (III), por las alteraciones físicas (textura tipo pluma) la roca se definió como tipo gneis de protolito ígneo. De igual

manera en DRX se observaron las fases minerales correspondientes cuarzo, microclina, albita y aluminosilicatos.

En el análisis SEM muestra elementos como el Ti, Mo, Na y Cl presentes en los vertederos, mientras que el análisis de EAA muestra la presencia de metales como el Ba, Cr, Ni, Pb y V pero ninguno rebasa los límites máximos permisibles o LMP (NOM-147-SEMARNAT-2003); no obstante al comparar estos metales en agua se encontraron mayores concentraciones, especialmente en las muestras cercanas a la zona urbana y localizadas en las zonas más bajas del sitio, lo que podría indicar el desplazamiento de contaminantes hacia estas zonas.

Por otro lado, los parámetros de fertilidad muestran pH moderadamente ácidos, salinidad despreciable, texturas franco-arenosas y areno francosas, materia orgánica muy baja, capacidad de campo media-alta, que al calcular la lámina de riego resulto en un rango de 28-46% definido por la textura del suelo, además a causa de la baja materia orgánica y a la alta acidez se sugiere el uso de cal y fertilizantes ricos en fosforo, nitrógeno y potasio. Finalmente, con la MNB se definió las zonas favorables para la ubicación y explotación de un acuífero, que al combinarla con la textura se convierte en una herramienta útil para la zonificación el riego.

I. INTRODUCCIÓN

Actualmente, los grupos minoritarios enfrentan problemáticas como la escasez y acceso de agua, esto se ve reflejado en cuestiones de salud y deterioro del medio ambiente, aunque los programas actuales de gobierno están enfocados en recuperar zonas altamente agrícolas en lugares marginados, escasos son los estudios que se han realizado sobre el comportamiento hídrico de una cuenca o subcuenca mismos que corresponden directamente a las características de cada sitio, tales como la geología, edafología y condiciones climáticas, hasta hace un tiempo, esta última dependía de la hidrología, pero con los fenómenos globales, han cambiado drásticamente, existen años con altos estiajes y otros con lluvias torrenciales.

De acuerdo al Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024 uno de los temas prioritarios del gobierno federal es la reactivación económica, para ello es necesario el fortalecimiento del mercado interno, entre ellos, el sector informal o mercados locales que es en donde se encuentra la mayor población económicamente activa, a su vez viven en un entorno que les niega los derechos básicos, como en el caso para los productores del sector agropecuario que no pueden colocar sus productos porque no son competitivos o de calidad, uno de los principales problemas es la falta de agua para el riego asistido y consumo humano, por lo que los sembradíos no poseen la productividad necesaria.

Uno de los costos agregados es el transporte de los recursos hídricos ya que surge la necesidad de traerlos de otras zonas por medio de camiones cisternas, sumado a que en estos existen parcelas que se encuentran aledañas a tiraderos a cielo abierto o vertedero de aguas residuales. Es por esto que concurre la necesidad de implementar estudios en este tipo de zonas que abarquen perspectivas ambientales, geológicas e hidráulicas, así como sociales con el fin de estimar riesgos a la salud, la protección de acuíferos y el pleno desarrollo económico de los grupos vulnerables.

En el presente trabajo, se pretende determinar las características geológicas del sitio para modelar su hidrografía y de este modo estimar las zonas de almacenamiento hídrico y fertilidad del suelo de una parcela para la evaluación de los riesgos ambientales.

II. OBJETIVOS

2.1 General

Determinar el balance hídrico de una zona agrícola, así como los riesgos ambientales asociados en el uso de suelo para la producción de mangos.

2.2 Específicos

- ❖ Realizar la modelación numérica bidimensional lluvia–escurrimiento de la zona de estudio para establecer las fuentes hídricas, su dirección y el almacenamiento.
- ❖ Determinar la huella hídrica que el cultivo necesita mediante la relación de las propiedades geoquímicas del área.
- ❖ Analizar la presencia de metales pesados en pozos artesanales y en lixiviados de suelo de sitios aledaños a los vertederos de residuos sólidos urbanos municipales.
- ❖ Evaluar los riesgos implicados en el uso de los recursos hídricos de la zona para producción de mango.

III. HIPÓTESIS

La modelación hidrológica aplicada a la investigación permitirá delimitar las zonas favorables para la explotación del acuífero y, de este modo, definir las características cualitativas y de calidad, garantizando la accesibilidad para el abasto suficiente del recurso para la zona productora del sector agrícola.

IV. JUSTIFICACIÓN

El trabajo se enfoca en un proyecto regional, en el cual se realizará un estudio hidroedafológico ambiental con el objetivo de abatir la problemática de acceso y el uso racional del agua, tanto para riego como para consumo humano y, con esto, fomentar el crecimiento de la producción agrícola, ya que la zona durante décadas posee problemáticas sociales, una de las mayores preocupaciones es que en ella habitan grupos minoritarios. Además, se busca participar en la integración de información que contribuya con las actuales políticas, y como

institución educativa atender las necesidades de la población mediante la ciencia aplicada.

V. MARCO TEÓRICO

5.1 Hidroedafología

La hidroedafología es una ciencia interdisciplinar que se encarga del estudio de la interacción entre las propiedades y los procesos edafológicos e hidrológicos a escalas espaciales y temporales, esta rama de la edafología contribuye a solucionar retos medioambientales tales como la gestión de los recursos hídricos, el desarrollo de sistemas de agricultura y el uso sustentable del suelo (Ibáñez, 2007). Las características hidrológicas del suelo de una cuenca están relacionadas directamente con las condiciones fisiográficas, climatológicas, y edafológicas (Oyarzún et al., 2011; Andreu et al., 2010).

5.1.1 Ciclo hidrológico

El ciclo hidrológico es un proceso de la circulación continua del agua, en sus diferentes estados en el planeta, bajo la influencia de la radiación solar, la acción de la gravedad y la dinámica de la atmósfera, la litosfera y la biosfera. La radiación solar evapora el agua desde el océano hacia la atmósfera un 86% y en menor medida desde el continente un 14%, el viento funciona como agente transportador del vapor de agua hasta encontrar condiciones propicias para la condensación, para regresar en forma de precipitación y así reiniciar un nuevo ciclo (Ordoñez, 2011). El 97% del agua existente en la Tierra lo constituyen las aguas de mares y océanos, el otro 3% lo constituyen las aguas continentales o aguas dulces, entre las que se encuentran los ríos, lagos, lagunas y aguas subterráneas (Martos, 2016).

5.1.2 Balance hídrico

Para determinar cuantitativamente los procesos físicos para la formación de los recursos hídricos y variación espacio-temporal en una zona determinada se utiliza el balance hídrico. Esta herramienta hidrológica es utilizada para el estudio de las variables de las fases del ciclo hidrológico, permitiendo determinar la disponibilidad hídrica y comportamiento tanto superficial como subterráneo (Ordoñez, 2011).

Fernández et al., (2012) menciona que el balance hídrico es un modelo para la estimación de la reserva de agua en alguna zona de exploración, así mismo permite cuantificar la disponibilidad de humedad durante el ciclo de un cultivo y el agua consumida por la planta, de igual manera se pueden calcular índices agroclimáticos que nos indiquen la disponibilidad regional de agua en el suelo en forma espacial y temporal. Así mismo, los procesos que participan y que son evaluadas en el balance hídrico son definidos a continuación.

- La **precipitación** es la única entrada principal al sistema hidrológico continental y es considerada toda agua que cae en la superficie de la tierra de manera líquida en forma de lluvia, y sólida en forma de nieve o granizo, así mismo de precipitaciones ocultas como el rocío, la helada blanca. Ellas son provocadas por un cambio de la temperatura o de la presión (Musy, 2001).
- La **evapotranspiración** es la cantidad de agua que regresa a la atmósfera, por transpiración de la vegetación así como por evaporación del suelo. La magnitud depende del agua directamente disponible, es decir la que el suelo ha logrado retener para el consumo de la vegetación, así como la que ha sido interceptada por ésta.
- La **infiltración** es el volumen de agua procedente de las precipitaciones que atraviesa la superficie del terreno y ocupa total o parcialmente los poros del suelo y del subsuelo.
- La **escorrentía** superficial corresponde al agua de las precipitaciones que no es evaporada ni infiltrada, escurre superficialmente llega directamente a los cauces superficiales alimentándose en época de estiaje (Ordoñez, 2011).

5.1.3 Acuíferos

Los reservorios de agua subterránea explotables se denominan acuíferos, la cantidad de agua depende de las condiciones del tipo de suelo así como de su formación, pudiéndose clasificar en libre, confinados y semiconfinados. Los acuíferos libres son aquellos en los que el nivel de agua se encuentra por debajo del techo de la formación permeable, el agua que ceden es la procedente del drenaje de sus poros. Así mismo la profundidad en la que se ubica la superficie

freática favorece la infiltración de algunos contaminantes. Los acuíferos confinados están cubiertos por una capa impermeable confinante, en los acuíferos semiconfinados el techo no es totalmente impermeable, sino que permiten una circulación vertical del agua [Ordoñez \(2011\)](#).

Las características del suelo que influyen en la recarga son la textura, la densidad aparente, el grado de saturación (contenido de humedad) y la capacidad de infiltración, pues determinan la magnitud del recurso y su aprovechamiento racional y eficiente [\(Giler y Vargas, 2018\)](#).

5.1.4 Ley de Darcy

[Angelone et al., \(2006\)](#) definen que la dinámica del flujo en un medio poroso saturado se describe mediante la ley de Darcy, la cual dice que la velocidad del flujo a través del medio poroso es directamente proporcional al gradiente de presión piezométrica o carga hidráulica h :

$$q = -K \frac{dh}{dl} \quad (5.1.4.1)$$

Siendo K una constante de coeficiente de permeabilidad de Darcy, variable en función del material de la muestra, en m/s. La dirección del flujo se define como l y h , donde:

$$h = z + \frac{p}{\rho g} \quad (5.1.4.2)$$

Siendo z la altura del punto en cuestión (entrada, salida o cualquier punto intermedio en el medio poroso) respecto de un cierto nivel de referencia, p la presión hidrostática en dicho punto, ρ la densidad del agua y la aceleración de la gravedad.

5.1.5 Suelo

El suelo es la capa de materiales orgánicos y minerales que cubren la corteza terrestre, en la cual se han llevado a cabo procesos físicos, químicos y biológicos que intervienen en su formación, mismos que están gobernados por factores del medio ambiente tales como los geológicos y climáticos que los permiten ir transformándose [\(Suárez, 1980; Heredia y Fernández, 2008\)](#). Además, el agua es el componente elemental que afecta la estructura del suelo con mayor

importancia debido a su solución y precipitación de minerales y sus efectos en el crecimiento de las plantas (FAO, 2018).

Están distribuidos en capas denominadas horizontes, los cuales se caracterizan por una combinación de atributos que reflejan los procesos de su formación o condiciones específicas de formación de suelos, presentan unas características físicas y químicas diferenciadas del resto de capas dentro del mismo perfil del suelo (Moreno y Ibáñez, 2020).

Un perfil completo consta de los siguientes horizontes (Thompson, 2021; Rodríguez, 2019):



Horizonte O: "Capa superficial del horizonte A"

Horizonte A o zona de lavado vertical: En él enraiza la vegetación herbácea, es de color oscuro por la abundancia de materia orgánica descompuesta o humus elaborado, determinando el paso del agua arrastrándola hacia abajo con fragmentos de tamaño fino y de compuestos solubles.

Horizonte B o zona de Precipitado: Carece de humus, por lo que su color es más claro (pardo o rojo), en él se depositan los materiales arrastrados desde arriba (materiales arcillosos, óxidos e hidróxidos metálicos), se sitúan encostramientos calcáreos áridos y las corazas lateríticas tropicales.

Horizonte C o subsuelo: Está constituido por la parte más alta del material rocoso in situ, sobre el que se apoya el suelo, más o menos fragmentado por la alteración mecánica y la química (la alteración química es casi inexistente) pero en él aún puede reconocerse las características originales del mismo.

Horizonte D, horizonte R, roca madre o material rocoso: es el material rocoso subyacente que no ha sufrido ninguna alteración química o física significativa

Figura 1. Horizontes de un perfil edafológico. Fuente: Imagen tomada por Córdoba (2020).

95

17

17

De acuerdo a la Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas (FAO), Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (2014), entre otros, la clasificación de suelos se basa en propiedades del suelo definidas en términos de horizontes, y propiedades materiales de diagnóstico, las cuales en medida de lo posible deben poder ser medidas y observadas en campo, ejemplo de ello es definido a continuación:

- Los **Cambisoles** son suelos muy delgados a profundos, de clases texturales franco-arenoso a franco arcillo-limosa, así como colores pardo rojizo oscuro a pardo-oscuro en superficie, friables (se desmoronan con facilidad) y con drenaje que varía entre imperfecto y bien drenado, una característica muy marcada es el bajo contenido de materia orgánica debido a que se encuentran en lomeríos y pre montañas (López et al., 2020).
- Los **regosoles** son suelos minerales muy débilmente desarrollados en materiales no consolidados, por lo mismo tienen bajos contenidos de arcilla, baja capacidad de retención de humedad, baja capacidad de intercambio catiónico y también bajos contenidos de materia orgánica, en bosques de pinos no son muy someros como los leptosoles, ni arenosos como los arenosoles o con materiales flúvicos como los fluvisoles. Por su parte, están extendidos en tierras erosionadas, particularmente en áreas semiáridas y subhúmedas con gran pendiente y bajo una vegetación de pastizal y bosque de encino.
- Los **Leptosoles** son suelos muy someros sobre roca continua y suelos extremadamente granulares y/o pedregosos, además, son suelos azonales y particularmente comunes en regiones montañosas.
- Los **Phaeozems** son suelos oscuros ricos en materia orgánica, de materiales no consolidados en ambientes cálidos a fresco suficientemente húmedos de modo que la mayoría de los años hay alguna percolación a través del suelo, pero también con períodos en los cuales el suelo se seca; la vegetación natural es pastizal como la estepa de pastos altos o bosque, por su parte se ubican en altitudes de 800 a 1,800 metros sobre el nivel del mar (msnm), generalmente sobre tobas ácidas

del terciario y en menor medida sobre lutitas y areniscas; se han desarrollado bajo bosques de encino en se encuentra en sierras y montañas, premontañas y lomeríos y cuencas sedimentarias.

- Los **Fluvisoles** son suelos desarrollados en depósitos aluviales, es decir en depósitos recientes, fluviales, lacustres y marinos, en ambiente de planicies aluviales, abanicos de ríos, valles y marismas costeras en todos los continentes y en todas las zonas climáticas, además, en este tipo de suelos se desarrollan perfiles con evidencia de estratificación.
- Los **Vertisoles** son suelos muy arcillosos, que se mezclan, con alta proporción de arcillas expandibles, además, se forman grietas anchas y profundas desde la superficie hacia abajo cuando se secan, lo que ocurre en la mayoría de los años.

Las principales problemáticas ambientales que afectan al suelo son la contaminación, la degradación por medio de actividades agrícolas-ganaderas e industriales, la erosión o salinización de suelos, ocasionándole la alteración de su composición natural y la pérdida de sus propiedades, principalmente de la fertilidad y de sus horizontes, esta alteración del material conduce a adquirir una morfología propia (González y Rodríguez, 2013).

5.1.6 Huella hídrica

La humedad del suelo es definida como la masa de agua contenida por unidad de masa de sólidos del suelo, misma que influye en muchas propiedades físicas, tales como la densidad aparente, espacio poroso, compactación, penetrabilidad, resistencia al corte, consistencia, succión total de agua y color del suelo, además, es muy dinámica y depende de factores como el clima, vegetación, profundidad del suelo, y de las características y condiciones físicas del perfil (Alcalá, 2010).

Los principales efectos de las propiedades del suelo están asociados con aquellos factores que optimizan la capacidad para el aire y la permeabilidad de los suelos, como la textura, estructura, cantidad de agua y contenido de materia orgánica (Rucks et al., 2004):

100

8

1

- La **permeabilidad** representa la facilidad de circulación del agua en el suelo, está condicionada por la textura y la estructura, se mide por la conductividad hidráulica que se expresa la velocidad de infiltración del caudal de agua que puede pasar por unidad de tiempo.
- La **textura** representa el porcentaje en que se encuentran los elementos que constituyen el suelo; arena gruesa, arena media, arena fina, limo, arcilla.
- En cambio la **porosidad**, se expresa como el porcentaje del volumen del suelo ocupado por poros. En otras palabras es el porcentaje del volumen del suelo no ocupado por sólidos. La porosidad total se determina con muestras de suelo tal como se encuentran en campo, sin que se altere la ubicación de las partículas sólidas, y los espacios que dejan entre ellas. Otra forma de determinar la porosidad total de suelos, es a través de la determinación de sus densidades aparente y real.

$$\%porosidad = \frac{DR-DA}{DR} * 100 \quad (5.1.6.1)$$

- El valor de la **Densidad Aparente** (DA) es un criterio que se utiliza para valorar la calidad de un suelo, y es la relación existente entre el peso seco de una muestra de suelo, y el volumen que esa muestra ocupaba en el suelo.

$$DA = \frac{\text{peso de los solidos de a muestra}}{\text{volumen de los solidos de la muestra+espacio poroso}} \quad (5.1.6.2)$$

$$DR = \frac{\text{peso seco de la muestra}}{\text{volumen de los solidos de la muestra}} \quad (5.1.6.3)$$

Existen métodos para determinar los requerimientos hídricos de cultivos, uno de ellos es la lámina de riego la cual determina el volumen de agua a aplicar por

unidad de superficie, expresado en mm, esto dependerá de la textura, capacidad de campo y densidad aparente (López et al., 2009; Huanca, 2019)

- La **Capacidad de campo** refleja la cantidad de agua que puede tener un suelo cuando se pierde el agua gravitacional de flujo rápido, después de pasados unos dos días de las lluvias por medio de la evaporación.

$$CC = \frac{\text{peso humedo} - \text{peso seco}}{\text{peso seco}} * 100 \quad (5.1.6.4)$$

5.1.7 Modelación bidimensional lluvia-escorrimento

Para la evaluación de los recursos hídricos es muy frecuente la utilización de métodos como el balance de agua en el suelo, empleado para ello valores mensuales medios de precipitación y de evapotranspiración, los valores de escorrentía pueden ser de utilidad para el diseño de drenaje, o identificación de zonas de acumulación las cuales pueden ser de interés para la perforación. En la actualidad, los modelos numéricos basados en las ecuaciones de aguas someras bidimensionales son los más utilizados en estudios de dinámica fluvial y litoral, evaluación de zonas inundables, y cálculo de transporte de sedimentos y contaminantes (García, 2017).

La modelación matemática del flujo de agua subterránea es una tarea compleja de realizar debido a que el medio geológico no es homogéneo ni isotrópico en su totalidad, por tanto la variabilidad y distribución espacial define las propiedades hidrogeológicas (Valcarce, 2017).

La modelación IBER es un modelo matemático en 2D para la simulación de flujo libre superficial y de indicadores de calidad del agua, es decir, modela el flujo hidrodinámico y el transporte de sedimentos (Anta et al., 2015).

5.1.8 Método de los polígonos de Thiessen

Es uno de los métodos más populares para obtener la precipitación media sobre un área, principalmente, se basa en ponderar el valor de precipitación de cada estación meteorológica en función del área de influencia. Por su parte, la precisión se encuentra por encima del método de la media aritmética (en el cual se obtiene un promedio sumando los valores de precipitación de cada estación

y se divide en el número de estaciones), sin embargo; si existe el caso en el que la distribución espacial de las estaciones cambia, deben construirse nuevamente los polígonos, además, una de las desventajas es que Thiessen no tiene en cuenta la influencia de la topografía en el régimen de precipitación (Sánchez, 2017).

Giraldo (2005) menciona que se requiere el conocimiento de la ubicación de cada estación dentro o en la periferia de la cuenca para proceder a su aplicación, identificando el área de influencia de cada pluviómetro, para ir formando triángulos entre las estaciones más cercanas uniéndose con segmentos rectos sin que éstos se corten entre sí y tratando que los triángulos sean lo más equiláteros posibles (figura 2).

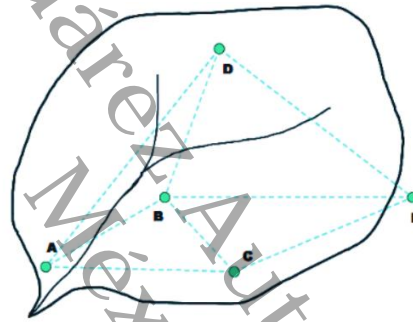


Figura 2. Diagrama de localización de estaciones. Fuente: Universidad de Coruña 2017

A partir de allí se trazan líneas bisectrices perpendiculares a todos los lados de los triángulos, las que al unirse en un punto común dentro de cada triángulo conforman una serie de polígonos que delimitan el área de influencia de cada estación. El área de influencia de cada estación considerada "Polígono" está comprendida exclusivamente dentro de la cuenca (figura 3).

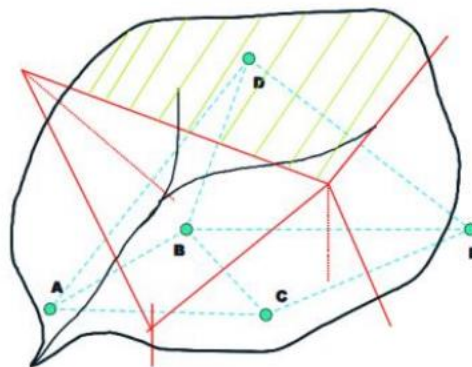


Figura 3. Red de Triángulos Irregulares. Fuente: Universidad de Coruña 2017

La precipitación media es:

$$P = \frac{\sum_{i=1}^n P_i * A_i}{A} = \sum_{i=1}^n P_i * \frac{A_i}{A} \quad (5.1.8.1)$$

Donde:

- P precipitación media sobre la cuenca
- P_i precipitación observada en la Estación i
- A_i área del polígono correspondiente a la Estación i
- A área total de la cuenca
- n número de estaciones pluviométricas y/o pluviográficas con influencia en la cuenca.

5.2 Evaluación de riesgos ambientales

La contaminación de los suelos y del agua es debida principalmente por causas antropogénicas, como la infiltración de nitratos y abonos químicos solubles usados en la agricultura, que suele ser una causa grave de contaminación de los suministros en llanuras de elevada productividad agrícola y densa población, dentro de las principales fuentes contaminantes se encuentran la minería, la metalurgia y la agricultura (Covarrubias y Peña, 2017).

Así mismo, la actividad agrícola conlleva el uso de plaguicidas químicos, y, han provocado un impacto negativo en el medio ambiente ya que aumentan los riesgos de contaminación en mantos freáticos, sistemas lagunares, suelos y problemas de salud (García y Gutiérrez (2012))., En materia de riesgo hídrico, la alta demanda en la expansión de redes de abastecimiento en zonas urbanas y rurales, el aumento en la producción agropecuaria y la mala gestión de este recurso, son factores que conllevan al deterioro del mismo, aunado a los altos niveles de contaminación (Delgado, 2015). Por tal motivo es necesario identificar las afectaciones a la población y al ambiente (Araujo, 2006).

De igual manera, a raíz del crecimiento demográfico, la disponibilidad de agua para el consumo, está relacionada directamente con el crecimiento y desarrollo de la población, se ha originado altos niveles de contaminación del agua, del suelo y del aire, debido a las descargas de residuos líquidos sin tratar, de residuos sólidos en tiraderos a cielo abierto y de agua pluvial que al caer, recoge

los residuos atmosféricos que muchos vehículos automotores y chimeneas de fábricas arrojan diariamente al medio ambiente (Audefroy y Acedes, 2006).

En contraste, la contaminación de las aguas tanto superficiales como subterráneas es la modificación o alteración de sus propiedades físicas, químicas y/o biológicas ya sea por la acción de procesos naturales o artificiales, que ponen en riesgo la calidad de un acuífero, por la existencia potencial de sustancias contaminantes en su entorno (nitratos, hidrocarburos livianos o pesados, plaguicidas, fenoles, metales), esto se ve reflejado en la salud del ser humano por medio de los alimentos y abastecimiento de agua a los cuales fueron incorporados contaminantes, mismos que no fueron identificados (Alcalá, 2007).

Generalmente, los residuos orgánicos son acumulados en vertederos hasta ser descompuestos, es allí donde se ocasionan los problemas de contaminación por lixiviados, así mismo generan gases de efecto invernadero como metano y dióxido de carbono, por lo que, la acumulación de los mismos en zonas de cultivo, se convierten en fuentes de lixiviación, plagas y acarreadores de enfermedades (Nicolás y Hortensio, 2013).

5.2.1 Marco legal ambiental

Dentro del marco legal cabe mencionar que las normas NOM-021-SEMARNAT-2000, NMX-AA-132-SCFI-2006, NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, NOM-053-SEMARNAT-1993 establecen los criterios de para muestreo, identificación y cuantificación de metales en suelos y solución acuosa, así mismo establecen los límites permisibles de concentraciones contaminantes de metales como arsénico, bario, cadmio, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y vanadio. De esta manera, se estima la probabilidad de los efectos a la salud de la población y medio ambiente, como consecuencia de su exposición a suelos contaminados.

5.2.2 Métodos analíticos utilizados para la identificación y determinación de contaminantes

- **Petrografía**

De acuerdo al Servicio Geológico Mexicano (SGM, 2017) la petrografía es un campo de la petrología la cual describe y clasifica las rocas mediante la observación microscópica de secciones o láminas delgadas derivadas de las

rocas en estudio, mediante un microscopio petrográfico para finalmente clasificarlas según su textura y composición mineralógica. Así mismo, este análisis determina las características o propiedades evaluables en los cristales y la relación existente entre ellos, con lo cual se definirá la composición de la roca centrándose en la naturaleza y origen de la misma.

La metodología de muestreo depende de los objetivos y el tipo de análisis que se pretenda realizar, principalmente de la variabilidad espacial en el sitio de estudio, por lo tanto deben considerarse factores tales como el tipo de suelo, texturas, morfología, pendientes, geomorfología del terreno, historia de uso, condiciones de drenaje, erosión y características predominantes en el terreno (Loaiza y Poch, 2014).

El estudio de láminas delgadas se realiza a través del microscopio petrográfico, permitiendo identificar los minerales que forman las rocas así como sus relaciones cualitativas y cuantitativas (textura). Las propiedades ópticas que se determinan con la luz transmitida y reflejada (polarizada) son el tamaño, la forma, el hábito, relieve, color, pleocroísmo, exfoliación, alteraciones (Tauler y Canals, 2014).

- **Difracción de rayos X (DRX)**

Esta técnica analítica es, esencialmente, un proceso de dispersión coherente, la cual se origina por el choque de los fotones incidentes contra los electrones firmemente ligados a los átomos (Cisneros et al., 2017).

Tiene como objetivo la obtención de un patrón de difracción, como respuesta de la proyección de una muestra en estudio, bajo un instrumento de proyección óptica el cual muestra las características estructurales, microestructurales de la muestra y el efecto del instrumento de medición; siendo posible identificar claramente los parámetros de la red cristalina y la distribución geométrica de los átomos en la celda unitaria (Gandarilla et al., 2005).

En el momento en que los haces monocromáticos de Rayos X de longitud de onda adecuada llegan a un plano cristalino, estos son refractados por el espaciamiento que existe entre los iones, los rayos dispersos están en fase y

producen interferencia constructiva de ondas, y es en estas direcciones en donde se observan máximos de intensidad en la difracción (Betancourth et al., 2010).

Todos los planos de un cristal difractan los Rayos X cuando el cristal está inclinado en ciertos ángulos del haz incidental de longitud de onda, de acuerdo a la ley Bragg:

$$n\lambda = 2d\sin\theta \quad (5.2.2.1)$$

Donde d es el espacio entre planos atómicos o la distancia entre reticular en el cristal; λ es la longitud de onda y θ es el ángulo entre el haz y el plano atómico y n es el orden de difracción (Hernández y Casamitjana, 2014).

- **Espectroscopia de absorción atómica (AA)**

El análisis de absorción atómica se basa en que cada elemento tiene un número de electrones asociado con su núcleo, si se aplica energía a un átomo, la energía luminosa a una longitud de onda específica será absorbida y un electrón pasará a un estado menos estable conocido como estado excitado, a su vez, desde este estado inestable el átomo volverá a su estado fundamental, liberando energía luminosa. Así mismo para la medición de la cantidad de luz absorbida, se puede hacer una determinación cuantitativa usando fuentes de luz especiales y longitudes de onda de la cantidad de elemento, compuesto o ion de interés (Gaitán, 2004).

La norma mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001 establece como una de las técnicas empleadas para la determinación de metales a la espectrometría de absorción atómica por flama, el cual es el método en donde el elemento se determina mediante un espectrómetro de absorción atómica, usado en conjunto con un sistema de nebulización y una fuente de atomización (aire-acetileno y óxido nitroso-acetileno).

- **Microscopía electrónica de barrido (SEM)**

La microscopía de barrido electrónico (SEM) es una técnica utilizada en el análisis de materiales, debido a su alta resolución es capaz de analizar características morfológicas, estructurales y composición (química), no obstante,

82 el equipo SEM permite la observación de la superficie de los materiales, obteniendo imágenes de hasta 1.000.000 de aumentos y una resolución de hasta 3 nm, permitiendo alcanzar una imagen que muestra la respuesta del material al impacto con un haz de electrones de alta energía, además, de que los detectores del equipo SEM registran una serie de señales de información del material en análisis (Penagos, 2013).

1 Como complemento los microscopios electrónicos de barrido pueden incorporar un detector de rayos X del tipo "dispersivo" en energía (Energy Dispersive Spectrometer, EDS), lo cual permite identificar cuáles son las energías de los rayos X emitidos por la muestra y, por lo tanto, saber qué elementos químicos existen en la muestra.

Básicamente la técnica funciona con la incidencia de un haz de electrones de alta energía sobre una muestra conductora, el haz se enfoca con un sistema de lentes en un punto en el que se lleva a cabo un barrido de la superficie, a su vez se generan electrones secundarios, retrodispersados y de rayos X, dichas señales son captadas por detectores que las procesan y amplifican, transformándolas en señales eléctricas que son codificadas como píxeles en un monitor, esta señal digital se interpreta como intensidad de color, para construir una "imagen" aunque no se usen fotones, por lo tanto información de la superficie como información química de la muestra (Suarez et al., 2011).

62 Se necesita poca preparación de la muestra, pero se requiere que la muestra a ser analizada en el microscopio electrónico sea conductora, que soporte el alto vacío y que no sea dañada por el haz de electrones (De Astudillo et al., 2008).

18 La importancia radica en conocer los diferentes tipos de partículas en forma sólida o líquida que están suspendidas en el aire, y que pueden ingresar fácilmente a los pulmones, por lo tanto, el tamaño de las partículas representa un grave riesgo a la salud de las personas, ya que mientras menor sea el diámetro de estas partículas mayor será el potencial de daño a la salud en un periodo de exposición de mediano a largo plazo, no solo el tamaño es lo que representa un grave riesgo, sino la composición química del mismo, ya que se encuentra íntimamente relacionado con el tipo de fuente que la genera (Ordoñez y Sánchez, 2018).

VI. ANTECEDENTES

A causa de la necesidad de saber el potencial de las aguas subterráneas, en 1847 México comienza con la perforación de los primeros pozos dando inicio a la historia del uso del agua subterránea, desde entonces, surgieron consecuencias ambientales negativas como resultado del poco conocimiento para evaluar las implicaciones de la extracción de agua subterránea y del cómo ésta se encuentra ligada con otros componentes del ambiente (Domínguez y Carrillo, 2007).

a. Balance hídrico

La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) ha sido desde 1989 el organismo público que ha fungido como autoridad en materia de la cantidad, calidad, administración y regulación del manejo y preservación de los recursos hídricos del país, tanto superficial como subterráneo. La Ley de Aguas Nacionales publicada en el Diario Oficial de la Federación el 1º de diciembre de 1992 y de acuerdo al Artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos tienen como objetivo regular la explotación, uso, aprovechamiento, distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para un desarrollo sustentable. Se destaca la necesidad de la verificación del balance hídrico como un elemento para el manejo de la sustentabilidad del recurso hídrico y del suelo.

Numerosos estudios se han realizado para determinar el contenido de agua del suelo como en la obras de Bosch and Hewlett (como se citó en Ward et al., 2015), quienes analizaron cuencas de un amplio rango de superficies y lograron definir que en la estimación de balances hídricos los aspectos de las cuencas como el relieve, las características del suelo, la vegetación y la constitución geológica, tienen una marcada influencia en la capacidad de almacenamiento y en la generación de flujos de agua a la atmósfera y a las vías de drenaje.

Por otro lado Moreno et al., (1988) realiza estudios del balance hídrico de un olivar y la influencia de la dosis de riego, consideraron los parámetros climáticos, medidas del contenido y presión del agua en el suelo, mediante un análisis geoestadístico de las muestras texturales del suelo como método válido para la

estimación del flujo del drenaje a partir de las características hidrodinámicas del suelo.

Schosinsky y Gunther (2006) desarrollan una metodología y un modelo para determinar la recarga potencial al acuífero mediante un balance de suelos, que considera variables que influyen en la recarga de los acuíferos, tales como: la precipitación mensual, la retención pluvial, la capacidad de infiltración de los suelos y sus características, la cobertura vegetal, profundidad de raíces, evapotranspiración real, uso del suelo y pendiente del terreno. Además, se exponen las necesidades de cuantificar, así como de localizar geográficamente y exponer en un contexto de economía mundial los recursos hídricos, siendo necesario el desarrollo de políticas nacionales que luchan por la sostenibilidad, el buen manejo y gestión de los mismos, de esta manera la huella hídrica se convierte en el indicador útil para la representación del impacto del consumo los recursos de agua dulce (Aldaya et al., 2011).

Los primeros estudios de balance hídrico fueron en la región de los Valles Centrales de Oaxaca realizados por Vega (1998) quien delimitó zonas con potencial productivo de Maíz, considerando los respectivos índices de sequía, estaciones meteorológicas y condiciones edafológicas del sitio, mediante la simulación de balances hídricos extrapolando los resultados a lugares similares a la región.

Por otro lado Álvarez et al., (2016) elaboran un ordenamiento ecológico en la comunidad de Guadalupe Cuautepec, San Juan Bautista Suchitepec, Oaxaca, a partir de los recursos de agua, suelo y vegetación, esto para crear estrategias del manejo sustentable de los recursos naturales, entre ellos realizar obras para la conservación de suelos, controlar el aprovechamiento forestal y reforestar zonas sin vegetación, incluyendo aspectos de hidrología, geología, edafología, vegetación, erosión y uso potencial del suelo.

Respecto al agua para consumo humano Pérez et al., (2017) en el municipio de San Miguel Tulancingo, Oaxaca; diseñaron un sistema de captación de agua de lluvia de calidad y cantidad. De igual manera, se realizó un balance hídrico que determinó la cantidad de contenedores necesarios para el almacenaje del agua.

2

El estudio del abastecimiento hídrico en ciudad de Oaxaca, ha implicado cambios en su distribución y la búsqueda de nuevos recursos hídricos, con el afán de subsanar la continua escasez y cubrir la creciente demanda del líquido (Topete, 2017).

En la región del Istmo de Tehuantepec lugar donde se encuentra nuestra zona de estudio se ha desarrollado una agricultura destinada al consumo local y al mercado externo, el 41 % de la producción agrícola está dedicada a la producción de granos básicos, 15 % a productos comerciales y 44 % a la ganadería y producción frutícola. También, la productividad de alimentos en cuanto a la cantidad y calidad de los mismos está ligado a la disponibilidad y abastecimiento del agua, esta situación se agrava cuando se combinan las condiciones hidrológicas y los altos requerimientos de agua que la lluvia no puede satisfacer (Villagómez, 2002)..

b. Evaluación de riesgos ambientales

De acuerdo a la Secretaría de Salud el estado de Oaxaca tiene la segunda tasa más alta de mortalidad por diarreas del País, los efectos adversos del agua sobre la salud humana son causados por bacterias y virus transportados en el agua, y alimentos de origen agrícola. Bautista y Arnaud (2006), realizaron evaluaciones de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) en suelos agrícolas en Santa María Atzompa y Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, como resultado en suelos agrícolas regados con aguas residuales se obtuvo la mayor concentración media de EPTs.

Ortiz et al., (2009) en conjunto con el Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Oaxaca (CIIDIR) esperaban reducir el índice de enfermedades por contaminación hídrica y la sustentabilidad hídrica mediante el almacenamiento comunitario buscando alternativas para el acceso seguro al agua en la Mixteca Alta de Oaxaca, debido a que es una zona de alta marginación, con suelos escasos y déficit hídrico temporal, las cuales impiden aprovechar y almacenar agua para épocas secas.

Por otro lado Espinoza et al., (2012) realizaron una evaluación del impacto ambiental de proyectos de desarrollo en San Pedro Mixtepec, Juquila, Oaxaca, permitiendo identificar los impactos ambientales negativos para aplicar medidas

de prevención o mitigación que favorezcan el equilibrio entre el desarrollo y la conservación del ambiente.

[Ruvalcaba y Cortés \(2013\)](#) realizaron en San Andrés Paxtlán, Oaxaca, un estudio exploratorio acción-investigación para determinar riesgos socio-ambientales e implementar estrategias de educación para la salud, así mismo, estimular la participación de los miembros de las comunidades de Cerro Santiago, San Pedro Loma Larga, Carrizales y La Concepción, dejándose ver las necesidades socioeconómicas, de educación, sanitarias y en servicios de salud las cuales requieren la ejecución de acciones de responsabilidad y educación para la salud.

c. Determinación de contaminantes

En la gestión del riesgo ambiental en zonas agropecuarias se determina la presencia de contaminantes en los cultivos que estos a su vez pueden causar problemas en la producción y en la salud del ser humano, mediante análisis físicos y químicos (textura, densidad aparente, pH en agua, bases intercambiables, carbono orgánico total, capacidad de intercambio catiónico) sobre una cronosecuencia ocupada originalmente por bosque mesófilo de montaña compuesta por milpa en El Rincón, Oaxaca, y análisis mineralógicos mediante petrografía y difracción de rayos X, así como el análisis micro-morfológicos de los horizontes para su clasificación ([Bautista et al., 2005](#)).

Así mismo, [Villalobos et al., \(2009\)](#) determinaron la fuente de contaminación y la vía de un brote continuo de envenenamiento por plomo entre los migrantes procedentes de Zimatlán, Oaxaca, México, los resultados indicaron una presencia significativa de plomo en los desechos de las minas, en productos alimenticios y en utensilios de cocina vidriados, pero no se identificó una contaminación extensa del suelo.

Estudios sobre la calidad del agua, fueron realizados por [Caballero et al., \(2010\)](#) donde determinaron la presencia de arsénico en pozos y en cultivos en Tlacolula, Oaxaca, México, mediante espectrometría de absorción atómica y el muestreo de plantas; el análisis de agua superó los niveles de arsénico (0,043-0.192 mg/L) establecido en la norma oficial mexicana (0.0025 mg/L) NOM-127-



5

SSA1-1997 y el valor límite (0.01 mg/L) establecido por la Organización mundial de la salud y la Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos

Por otra parte [Hernández et al., \(2012\)](#) en las montañas de Oaxaca deterioradas por relaves mineros, se realizó la cuantificación fisicoquímica de arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr) y plomo (Pb); las concentraciones de As y Pb se registraron en la mayoría de los suelos, además se observaron diferencias significativas entre temporada seca y lluviosa, encontrando el mayor contenido de metal en la estación seca.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

VII. ÁREA DE ESTUDIO

7.1 Reforma de Pineda, Oaxaca

Oaxaca es uno de los estados con mayor riqueza biológica y cultural de México, dividido en regiones, distritos y municipios, además cuenta con una diversidad étnica y lingüística. El municipio de Reforma de Pineda, Oaxaca, se encuentra ubicado en las llanuras costeras del sur de la región del Istmo de Tehuantepec, en el distrito de Juchitán. Entre los paralelos 16°21' y 16°27' de latitud norte; los meridianos 94°24' y 94°29' de longitud oeste; altitud entre 0 y 200 m (figura 4).

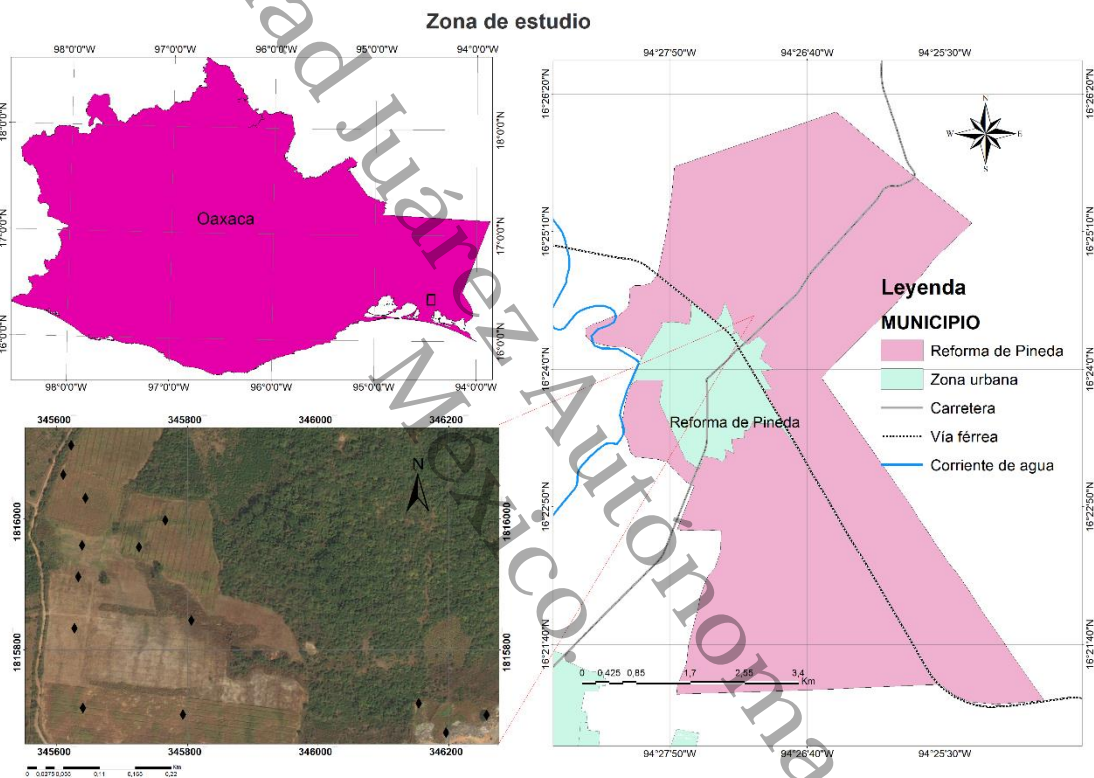


Figura 4. Mapa de ubicación de la zona de estudio. Fuente: Elaboración propia sobre la base de Datos de INEGI utilizando el software ArcMap version 10.5.

7.1.1 Fisiografía

Fisiográficamente la zona del Istmo cuenta con la presencia de la Provincia Cordillera Centroamericana (figura 5), la cual es una cadena montañosa de América Central, formada durante el Cretácico tardío, por la subducción de la Placa de Cocos debajo de la Placa del Caribe y la parte sur de la Placa Norteamericana. Y como subprovincia (figura 6) se encuentra la Llanura del Istmo y un sistema de tofoformas (figura 7) como la llanura costera, llanura

costera inundable y salina, llanura costera de piso rocoso o cementado y sierra baja escarpada.

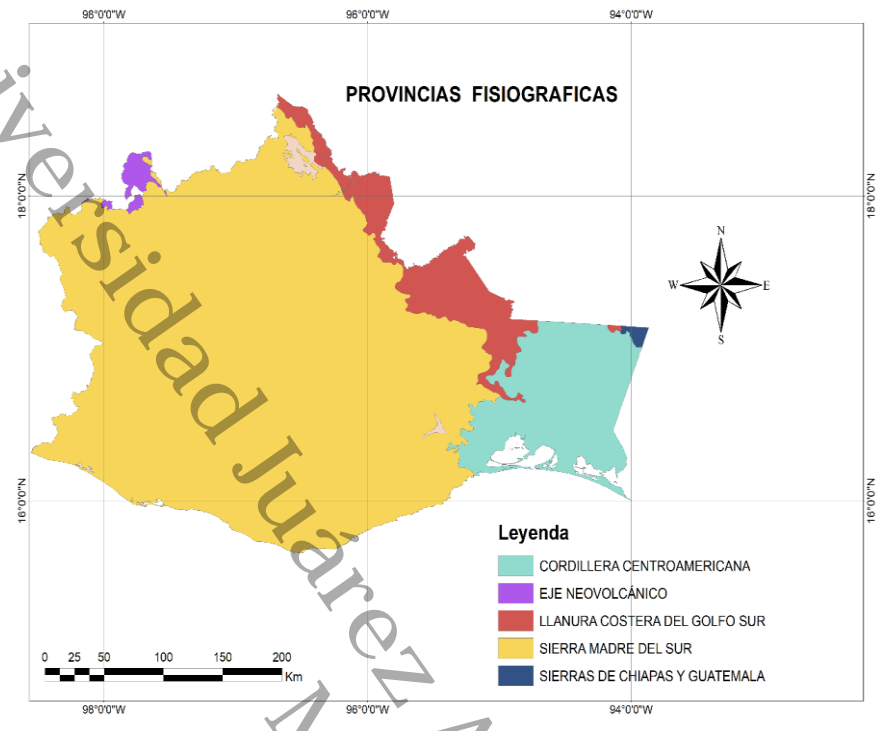


Figura 5. Mapa del estado de Oaxaca con sus provincias fisiográficas. Fuente: Elaboracion propia sobre la base de Datos de INEGI utilizando el software ArcMap version 10.5.

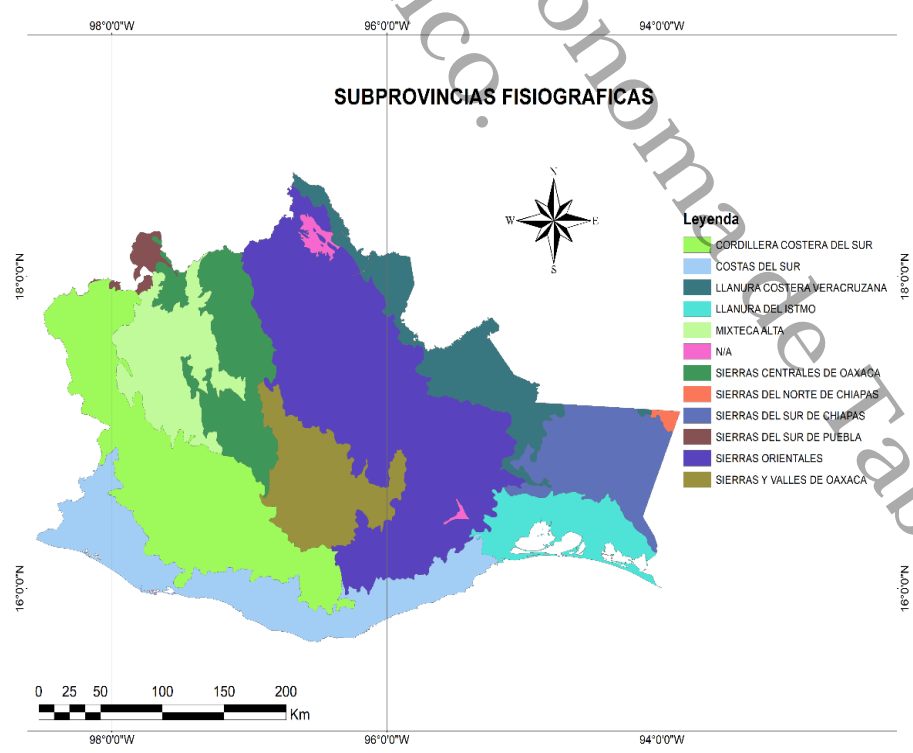


Figura 6. Mapa del estado de Oaxaca y sus subprovincia fisiográficas. Fuente: Elaboracion propia sobre la base de Datos de INEGI utilizando el software ArcMap version 10.5.

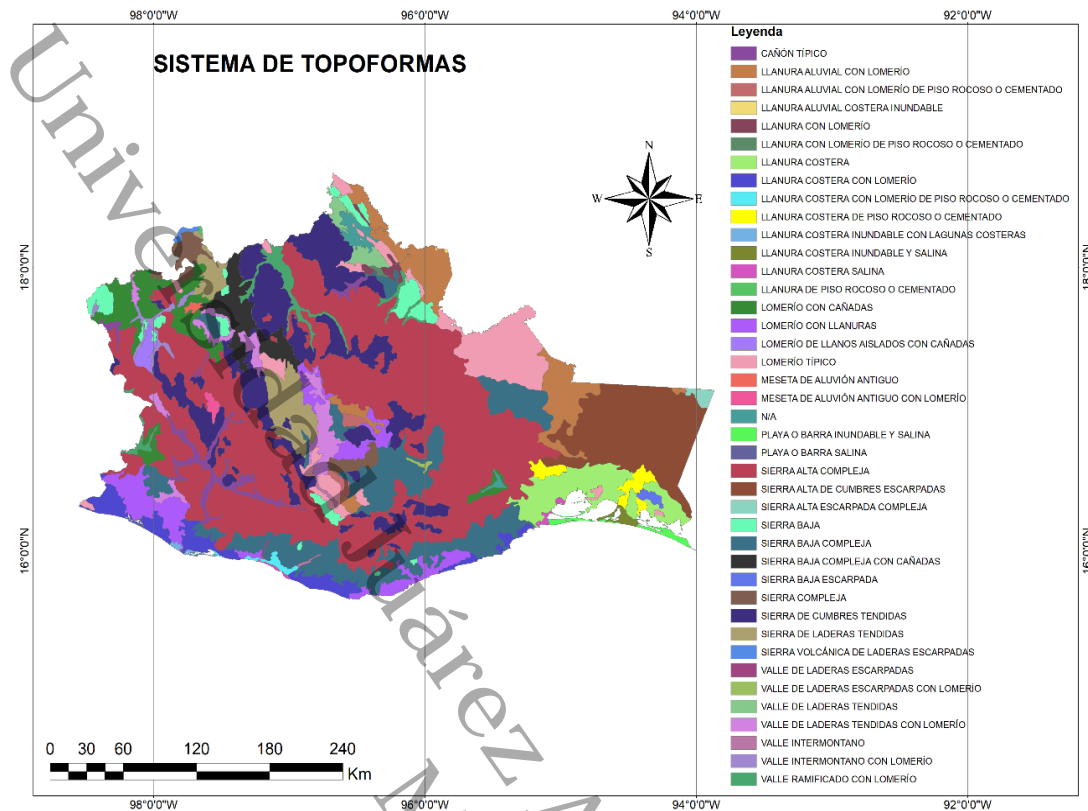


Figura 7. Mapa del estado de Oaxaca y su sistema de toposformas. Fuente: Elaboración propia sobre la base de Datos de INEGI utilizando el software ArcMap versión 10.5

7.1.2 Geología

Uno de los trabajos geológicos más antiguos sobre la geológica del estado de Oaxaca es el de Barroso (1877), quien reconoce la presencia de cuerpos de rocas metamórficas azoicas, calizas y areniscas amarillas oxidadas silúricas y plutones graníticos y dioríticos que afectan a las unidades silúricas; discrimina cuerpos líticos, de igual manera no establece la secuencia estratigráfica.

De igual manera, el Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos la zona urbana está creciendo sobre suelo del periodo Cuaternario (80.32 %), No aplicable (14.56 %) y Terciario (5.12 %). Los principales tipos de Rocas existentes son roca ígnea intrusiva como Granito (1.24 %), roca ígnea extrusiva como Andesita (4.30 %) y toba ácida (0.82 %), roca metamórfica como la Anfibolita (4.58 %), gneis (4.39 %) y esquisto (4.35 %). Además existe la presencia de un suelo aluvial (80.32 %) (Figura 8).

GEOLOGIA: TIPO DE ROCAS

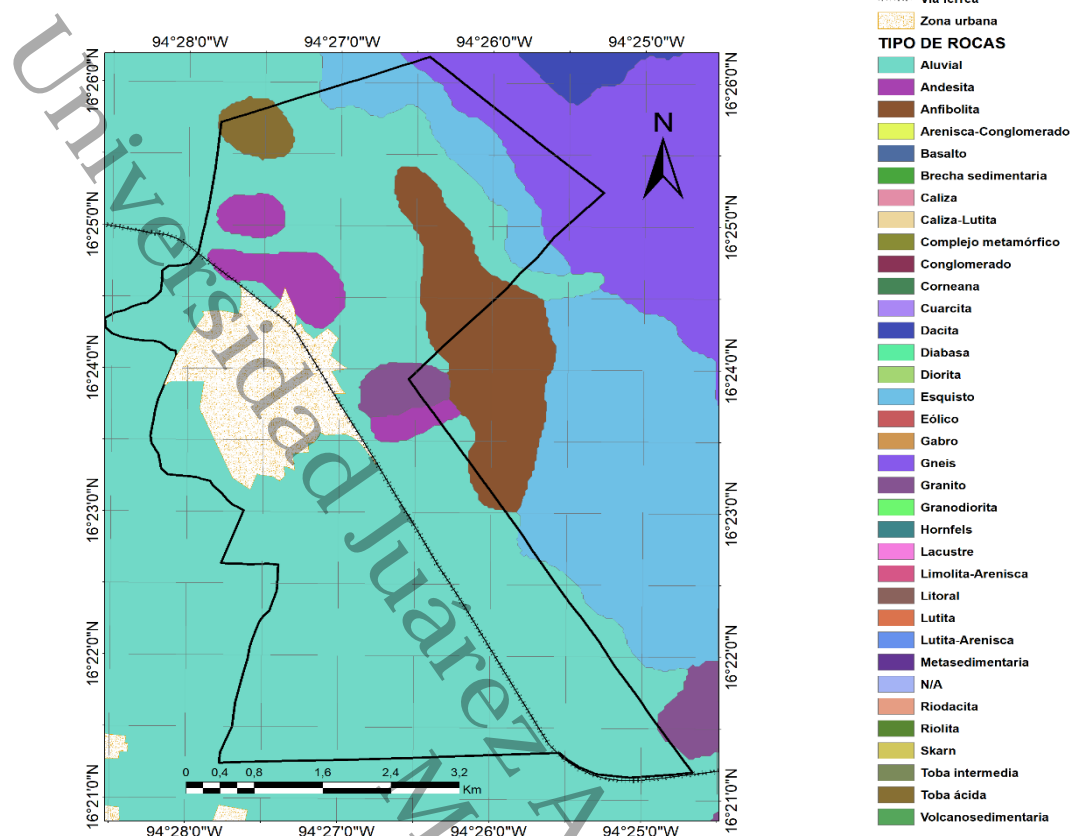


Figura 8. Mapa geológico del tipo de rocas. Fuente: Elaboración propia sobre la base de Datos de INEGI utilizando el software ArcMap versión 10.5

7.1.3 Edafología

Con base en la cartografía edafológica de México del INEGI los grupos de suelo predominantes (figura 9) con base en el porcentaje de la superficie ocupada son: Luvisoles (26.38%); Leptosoles (19.41%); Regosoles (18.54%); Cambisoles (16.44%); Phaeozems (6.47%); Vertisoles (4.50%); Acrisoles (4.12%); Umbrisoles (1.99%); Fluvisoles (1.71%); y Kastañozems (0.44%) (Vázquez y Rodríguez, 2018).

11

11

SUELOS DOMINANTES DE OAXACA

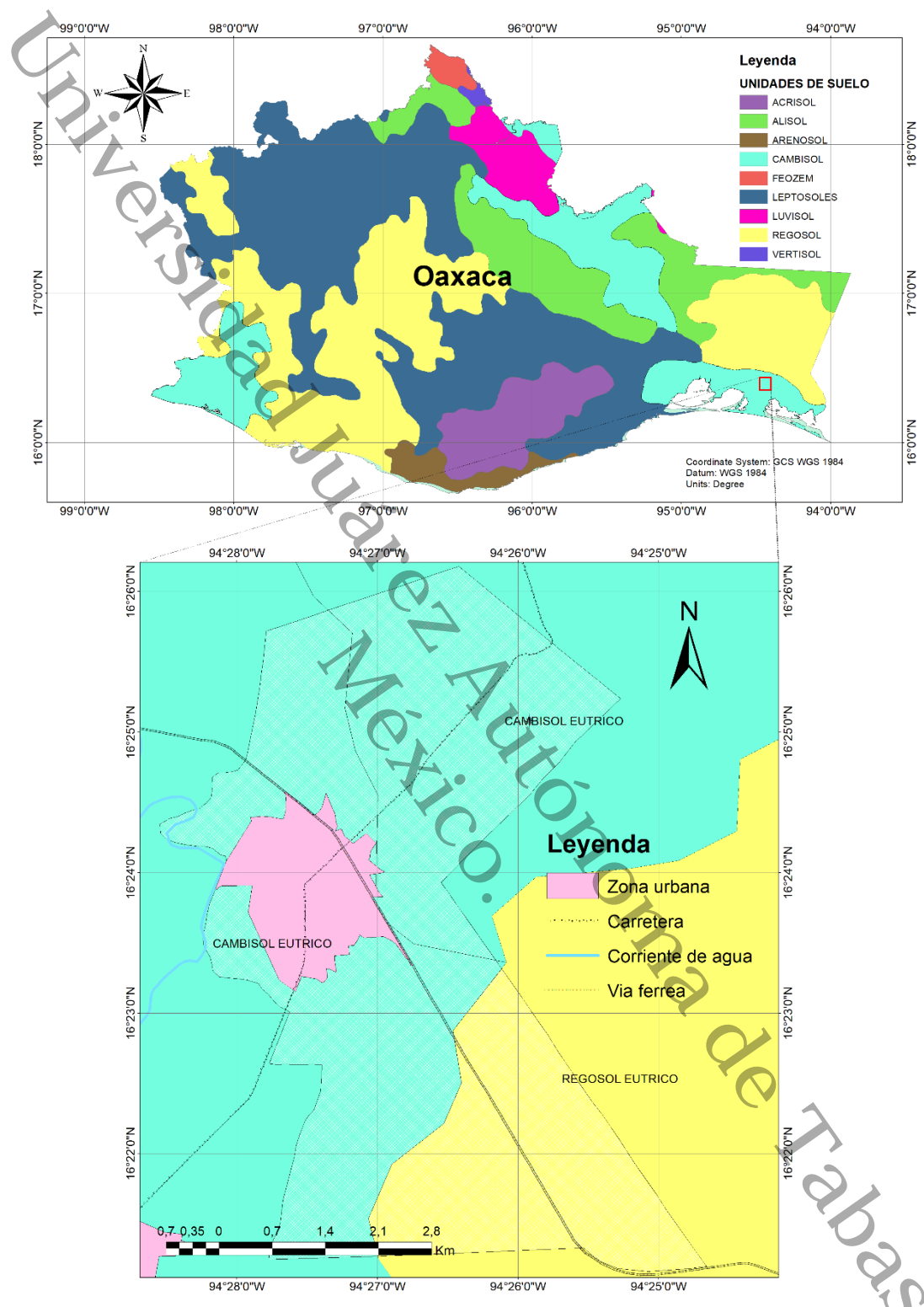


Figura 9. Mapa de los suelos dominantes del estado de Oaxaca. Fuente: Elaboración propia sobre la base de Datos de INEGI utilizando el software ArcMap versión 10.5

7.1.4 Clima

El rango de temperatura está entre 24°C y 28°C, por otra parte, el rango de precipitación es de 1200 a 1500 mm, de igual manera el clima es cálido subhúmedo con lluvias presentes en verano en los meses de junio a octubre (figura 10).

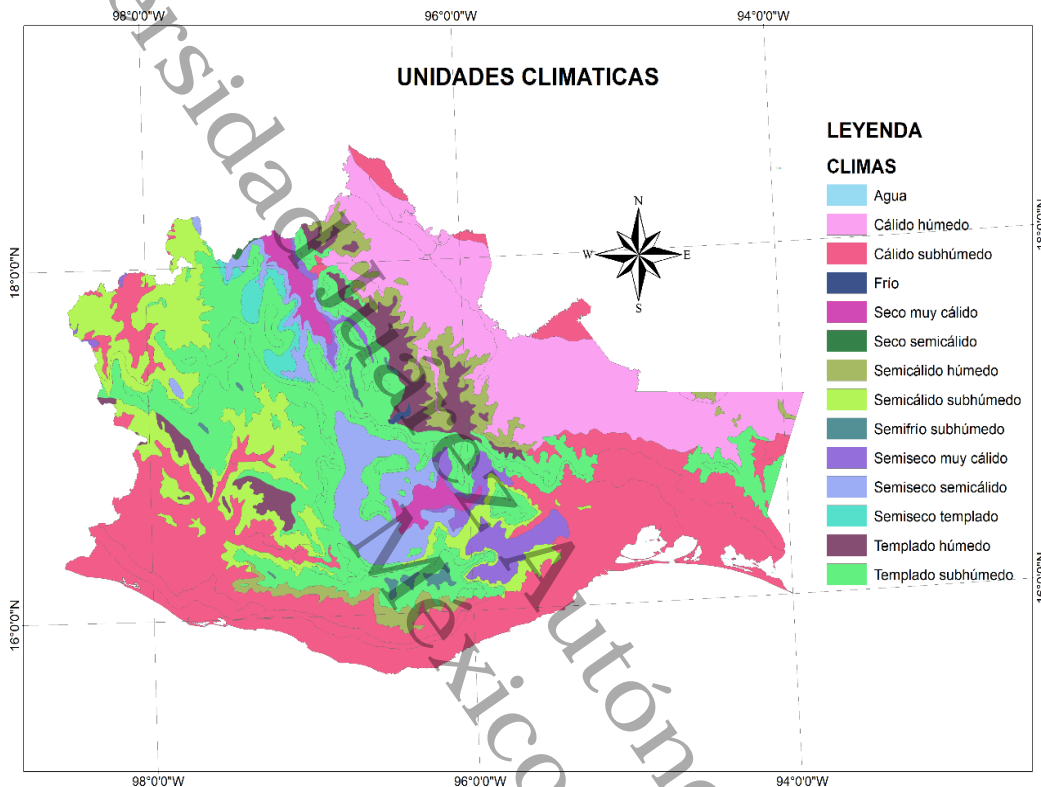


Figura 10. Mapa de unidades climáticas. Fuente: Elaboración propia sobre la base de Datos de INEGI utilizando el software ArcMap versión 10.5

7.1.5 Hidrografía

La distribución de las aguas superficiales de la zona de estudio de Reforma de Pineda, Oaxaca, se encuentra entre la Región hidrológica 22 Tehuantepec (57.48 %) y Costa de Chiapas (42.52 %) (Figura 11).

La región hidrológica de Tehuantepec (RH22) abarca el 17.87 % de la superficie estatal, drenando las aguas del centro-este de la entidad hacia el Océano Pacífico. Las cuencas de esta región hidrológica y la porción del territorio estatal son la Laguna Superior e Inferior (6.93 %) y Río Tehuantepec (10.94 %) río que nace en la sierra Madre del Sur al noroeste del istmo. La laguna Superior recibe

31

8

las aguas de pequeños ríos que bajan principalmente de la sierra Atravesada. Entre ellos están los ríos Perros, Espíritu Santo y Ostuta. La laguna Superior desemboca en la laguna Inferior, que a su vez desagua directamente en el golfo de Tehuantepec.

La región hidrológica 23 Costa de Chiapas (RH23) abarca el 10.89% de la superficie estatal, drenando las aguas del sur de la entidad hacia el Océano Pacífico. Las cuencas de esta región hidrológica y la porción del territorio estatal son el Río Astata y otros (2.92%), Río Copalita y otros (4.03%) y Río Colotepec y otros (3.94%). Las corrientes de agua Perennes es decir, los cursos de agua localizados en esta región de estudio son del río Ostuta, además existe Intermitentes de Arenas y Agua Dulce.

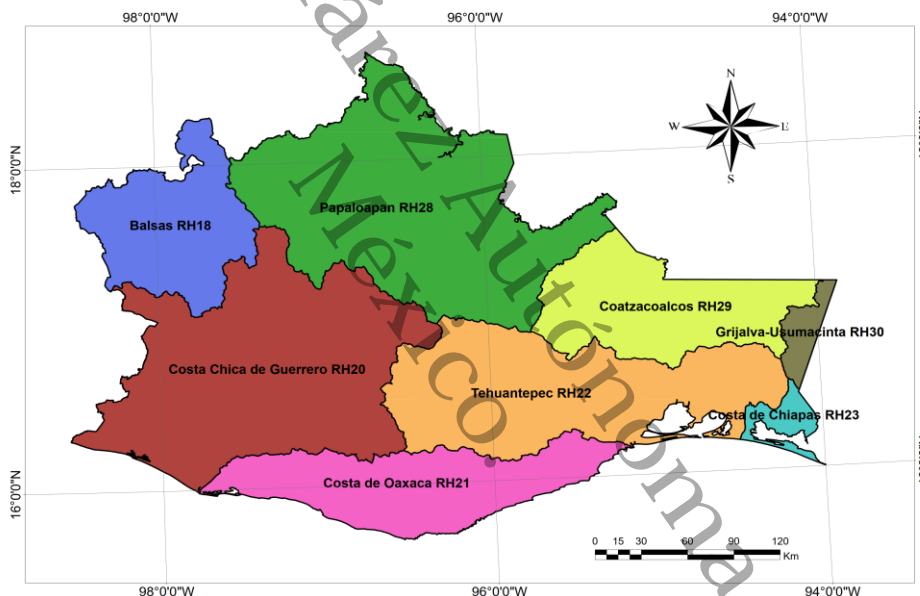


Figura 11. Mapa de las regiones hidrográficas del estado de Oaxaca. Fuente: Elaboración propia sobre la base de Datos de INEGI-CONAGUA utilizando el software ArcMap versión 10.5.

7.1.6 Producción de mango Ataulfo

El mango Ataulfo (*Mangifera indica L.*) es una fruta de mayor consumo en México, cuenta con un alto contenido de agua, aporta gran cantidad de glúcidos (alrededor del 15%) por lo que su valor calórico es elevado, además, es rico en potasio, betacarotenos, vitamina C y fibras, las variedades de mayor volumen y exportación son Tommy Atkins, Haden, Kent y Keitt (Osuna et al., 2002).

México es el segundo productor de mango en el mundo y se posiciona como el primer exportador según datos del Comité Nacional Sistema Producto Mango A.C (CONASPROMANGO, 2013). Y de acuerdo al Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP, 2014) en la zona del Istmo que abarca la zona de estudio Reforma de Pineda y otros como San Pedro Tapanatepec, Chahuities, Santo Domingo Ixhuatán, San Francisco del Mar y Santo Domingo Zantepec, la superficie así como la producción de mango representan más del 75% de lo que se siembra y produce en el Estado.

VIII. METODOLOGÍA

A continuación se muestra el diagrama de la metodología general planteada para llevar a cabo en el desarrollo del proyecto (figura 12). Y seguidamente la descripción pasó a paso llevada a cabo:

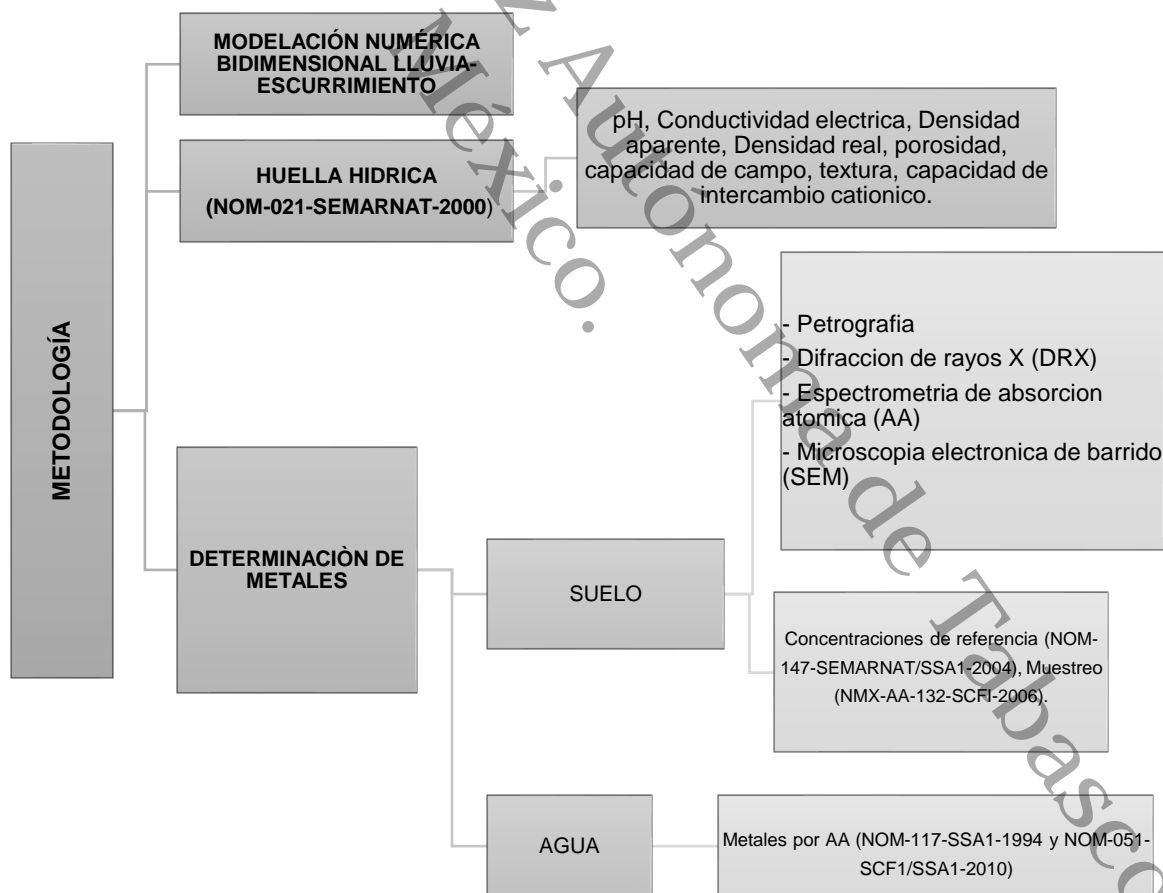


Figura 12. Diagrama general de la metodología a realizar.

8.1 Muestreo y descripción de campo

Se llevó a cabo el muestreo de campo en el municipio de Reforma de Pineda, Oaxaca (UTM 15Q 0345968 1815693). En el terreno se encuentran plantaciones de mangos (*Mangifera indica* L.) de las variedades *Ataulfo* y *Tommy Atkins*, cabe mencionar que cerca del terreno se encuentran dos tiraderos a cielo abierto de residuos sólidos urbanos y un vertedero de aguas negras (**figura 13**).

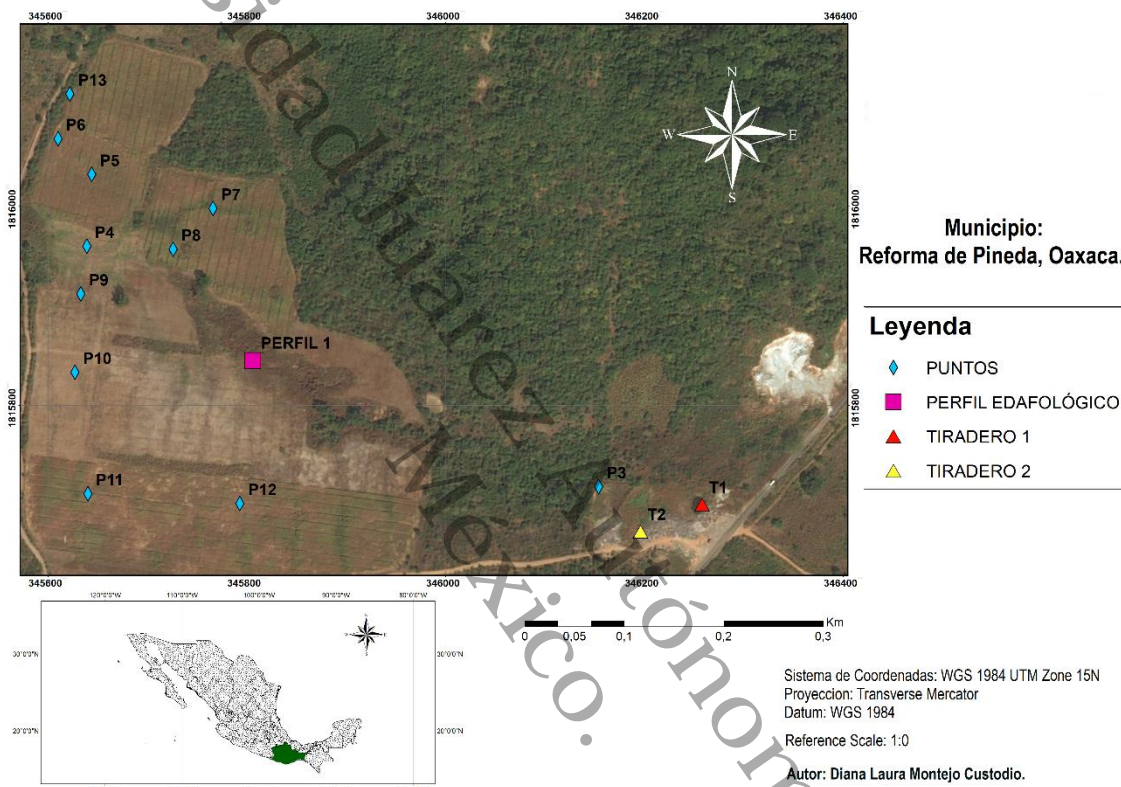


Figura 13. Delimitación del área de estudio. Fuente: Elaboración propia sobre la base de Datos de INEGI-CONAGUA utilizando el software ArcMap versión 10.5.

Se obtuvieron muestras de suelo de los dos tiraderos y del área que comprende la parcela de mangos, en total, fueron 13 muestras de suelos con sus respectivos duplicados, esto mediante un muestreo dirigido, es decir, considerando los cambios de relieve y morfología, a una profundidad de 20-30 cm, de igual manera se obtuvo un perfil edafológico de 156 cm del cual se determinó la presencia de 4 horizontes, mismos que se describen en la **tabla (1)**, así mismo se obtuvieron tres muestras de aguas: una en el pozo artesanal ubicado en la parcela, otra en el vertedero de aguas negras cercano a la parcela y una muestra más en la zona urbana del municipio.

25 de enero del 2020. Municipio de Reforma de Pineda, Oaxaca (UTM 15Q 0345968 1815693), en él se encuentra una parcela de mangos (*Mangifera indica*) de las variedades Aaulfo y Tommy Atkins, de igual manera se ubican dos tiraderos a cielo abierto y un vertedero de aguas negras. La vegetación es escasa, solo se observan plantas silvestres como la *Portulaca oleracea* (*Portulacaceae*), y matorral espinoso como la Charrasquilla (*Eriophylla*), Huizachillo (*Virgatus*), Granjeno (*Ulmifolia*), Guajillo (*Berlandieri*). Se realizó un perfil con cuatro horizontes (Ho) con profundidad de 154 cm hasta encontrar la roca madre.

Descripción del perfil edafológico:

Diana Laura Montejo Custodio, Carlos Mario Morales Bautista.

	<p>Ho1. (0-54 cm) raíces escasas y delgadas, base del suelo color pardo oscuro (7.5 YR 6/3), sin biota, textura limo-arcillosa al tacto, moteas color verde olivo (2.5 Y 7/3), agregados (< 0.5 mm) de carbonatos y de carbono mineral relacionado con roza-quema, reacción nula con ácido acético y reacción media con peróxido. Sin humedad. Compactación media-alta.</p> <p>Ho2. (54-66 cm) Transición media a la siguiente fase, raíces escasa, sin presencia de biota, base del suelo color pardo claro (7.5 YR 7/3) con moteas de color rojizas-naranjas (2.5 YR 6/6) y verde olivo (2.5 YR 7/2), textura arenosa al tacto, agregados (< 0.5 mm) no consistentes de carbonatos, reacción nula con ácido acético y reacción media con peróxido. Sin humedad. compactación alta</p> <p>Ho3. (66-103 cm). Transición tenue a la siguiente fase, sin presencia de biota, sin raíces, base de suelo color pardo-blanco (7.5 YR 8/4) con moteas de color pardas claras (7.5 YR 6/6) y verde olivo (2.5 YR 6/2), agregados (0.5 mm) consistentes de carbonatos, reacción nula con ácido acético y reacción media con peróxido. Sin humedad, compactación alta.</p> <p>Ho4. (103-156 cm) Transición tenue a la siguiente fase, sin presencia de biota, sin raíces, base de suelo color pardo-blanco (7.5 YR 8/2) con moteas de color verde olivo (2.5 YR 5/4), pardo oscuras (7.5 YR 6/6) y rojizas oscuras (2.5 YR 5/8), agregados de carbonatos consistentes de entre 0.5 mm a 1 cm, reacción nula con ácido acético y reacción media con peróxido. Sin humedad, compactación alta.</p>
--	---

Tabla 1. Descripción del perfil edafológico.

Las muestras de suelo obtenidas en campo se pusieron a secar para su posterior molienda, tamizado y análisis en el laboratorio, y las muestras de agua se llevaron a conservación para su posterior análisis.

Los parámetros a determinar de cada punto de muestra de suelo y de cada horizonte se realizaron para determinar **la fertilidad de los suelos y la huella hídrica** del sitio, esta última mediante el cálculo de la lámina de riego, todo de acuerdo a la metodología de la NOM-021-SEMARNAT-2000, estos se describen a continuación:

8.2 Determinación de parámetros (NOM-021-SEMARNAT-2000)

a) El pH

La determinación del pH se realizó mediante tres repeticiones de una misma muestra y con la relación 1:2 del suelo seco, molido y tamizado, usando agua con pH entre 6.6 y 7.3 de acuerdo al método AS-02 establecido por la norma, se agregaron 10 ml de agua al suelo y se agitó, de igual manera se estabilizó y calibró el potenciómetro multiparamétrico con las soluciones amortiguadoras, y finalmente se midió los parámetros de pH, CE, turbidez y temperatura.



Los datos obtenidos se compararon con la **tabla (2)** para la posterior clasificación de los suelos:

Tabla 2: Clasificación de pH.

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	<5.0
Moderadamente ácido	5.1-6.5
Neutro	6.6-7.3
Medianamente alcalino	7.4-8.5
Fuertemente alcalino	>8.5

b) Conductividad eléctrica (CE).

Se utilizó las muestras de pH en reposo de 24 horas, se filtraron y finalmente se midió la conductividad eléctrica con el multiparámetro.

La interpretación se realizó con la siguiente referencia:

Tabla 3. Interpretación de resultados de conductividad eléctrica.

CE dS m ⁻¹ a 25°C	Efectos
<1.0	Efectos despreciables de la salinidad
1.1 – 2.0	Muy ligeramente salino
2.1 – 4.0	Moderadamente salino
4.1 – 8.0	Suelo salino
8.1 – 16.0	Fuertemente salino
>16.0	Muy fuertemente salino

c) Materia orgánica (M.O)

Para determinar la cantidad de materia orgánica se necesitó 2 gr de suelo, el cual se colocó en recipientes de cristal, a esta muestra se le colocó 2ml de peróxido, se observa la reacción y posteriormente se le añade 1ml de ácido nítrico. Se llevó a la estufa por 72 horas y se pesó, considerándose este el peso final.



Finalmente con los resultados obtenidos se calculó el porcentaje de materia orgánica, de acuerdo con la fórmula:

$$MO = \frac{PI - PF}{PI} \times 100 \quad (8.1)$$

Donde:

PI= peso de la cápsula con la muestra

PF= peso de cápsula con muestra seca

Los datos obtenidos se compararon con la **tabla (4)** la cual muestra los valores de referencia para clasificar la concentración de la materia orgánica.

Tabla 4: Clasificación de la Materia orgánica de acuerdo a su concentración.

Clase	Materia orgánica (%) suelos volcánicos.	Suelos no volcánicos
Muy bajo	<4.0	<0.5
Bajo	4.1 – 6.0	0.6 – 1.5
Medio	6.1 – 10.9	1.6 – 3.5
Alto	11.0 – 16.0	3.6 -6.0
Muy alto	>16.1	>6.0

d) Densidad aparente (DA)

Se determinó pesando una probeta de 10 ml a la cual se le agregó suelo, se golpeó sobre la mesa suavemente hasta aforar con el suelo y se pesó nuevamente.

Para el cálculo de la DA se utilizó la siguiente ecuación:

$$DA = \frac{MPS - MPV}{10 \text{ ml}} \quad (8.2)$$

De acuerdo a los resultados se comparó con la tabla:

Tabla 5. Interpretación de resultados de densidad aparente

Tipos de suelo	g·cm ⁻³
Arcillosos	1 a 1.19
Frondosos	1.20 a 1.32
Arenosos	Mayor a 1.32

e) Densidad real (DR)

Se necesitó matraces de 25 ml, el cual primero se pesaron, seguidamente se le añadieron 5gr de suelo y nuevamente se pesó, luego se le añadió agua hasta aforar y nuevamente se pesó, finalmente se retiró la muestra de los matraces y se le añadió solo un volumen de agua hasta aforar, y de igual manera se pesó.

f) Porosidad

De acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000 la porosidad se puede determinar con los valores de DA y DR calculados del mismo suelo.

Usando la ecuación:

$$\%P = \frac{(DR-DA)}{DR} * 100 \quad (8.3)$$

g) Textura

La determinación de la textura se realizó de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000 a través del método AS-09 por el procedimiento del Bouyoucos, en el cual se necesitó 50 gr de suelo y 1 litro de agua, se licuó por un minuto y finalmente se vertió en una probeta de 1000 ml en el cual se colocó el densímetro Bouyoucos y se midió la temperatura, se dejó reposar por 2 horas y nuevamente se midió la temperatura y la densidad con el densímetro de Bouyoucos.



Para conocer el porcentaje en texturas se utilizan las ecuaciones siguientes:

$$\%L + \%R = (D1 + FcT1) * 2 \quad (8.4)$$

$$\%R = (D2 + FcT2) * 2 \quad (8.5)$$

$$\%A = 100 - (D1 + FcT1) \quad (8.6)$$

$$\%L = 100 - (\%A + \%R) \quad (8.7)$$

Donde:

D1 es la primer medición de densidad con el Bouyoucos, D2 es la segunda lectura de densidad con el Bouyoucos, FcT1 es el factor de corrección para la primer temperatura, FcT2 es el factor de corrección para la segunda temperatura, % R es el porcentaje de arcilla, % A es el porcentaje de arena, %L es el porcentaje de limo.

Finalmente, se determinó el tipo de textura con el triángulo de clases texturales (figura 14).

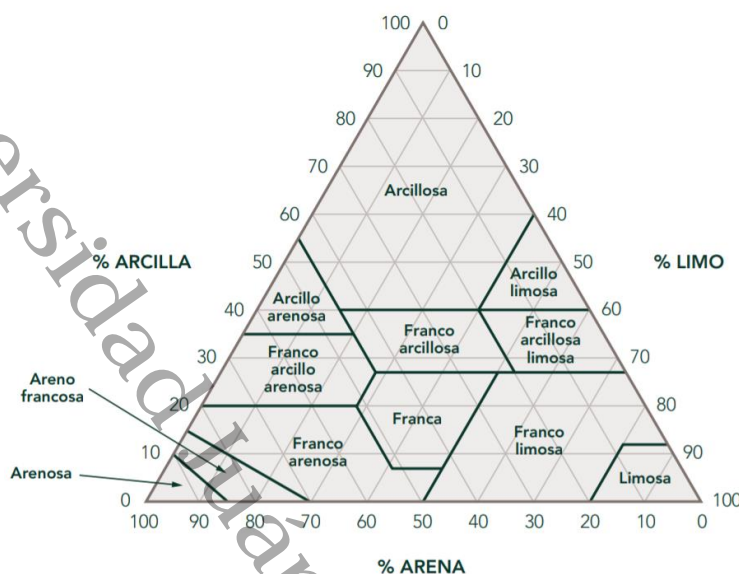


Figura 14. Triángulo de texturas (Fuente: U.S.D.A., 1977)

h) Capacidad de campo (CC)

Se prepararon tubos que están abiertos por arriba y abajo, en la parte inferior se les colocó una gasa simulando un tapón, seguidamente se colocaron 5 g de suelo y el doble de agua, en este caso 10 mL, esto se realizó por medio de la saturación en ambas partes al mismo tiempo. Se dejó en el agua 30 min, y se sacaron a escurrir por 2 h, se pesaron, y este se registró como el peso húmedo, se llevó a la estufa por una semana y se registró el peso seco final.



El cálculo se determina con la ecuación:

$$CC = \frac{p.humedo - p.seco}{p.humedo} \times 100 \quad (8.8)$$

Tabla 6. Interpretación para capacidad de campo

Capacidad de campo	Resultados
<7	Muy baja
7 -12	Baja
12 - 20	Media baja
20 - 30	Media
>30	Elevado

i) Lámina de riego

De igual manera se realizó el cálculo de la cantidad de agua que puede almacenar el suelo en función de la profundidad radicular del cultivo, por medio de la determinación de la lámina de riego.

Con los datos obtenidos anteriormente de capacidad de campo (CC) y utilizando la ecuación (8.9) de Silva (1988) se determinó el punto de marchitez permanente (PMP). Sin embargo como la CC y PMP están en peso los pasamos a humedad en volumen haciendo uso de los valores de densidad aparente ya calculados, considerando las ecuaciones (8.10) y (8.11) respectivamente.

Ahora para calcular la fracción de agua útil disponible lo hacemos mediante la diferencia de la humedad en volumen de CC y la humedad en volumen de PMP, ecuación (8.12) el resultado me indica los mm de agua disponibles cada 10 cm de profundidad.

$$PMP = CC * 0.74 - 5 \quad (8.9)$$

$$\%HVCC = CC * DA \quad (8.10)$$

$$\%HVPMP = PMP * DA \quad (8.11)$$

$$AD = \%HVCC - \%HVPMP \quad (8.12)$$

Como las muestras fueron tomadas a los 30 cm de profundidad calculamos el agua disponible a esa profundidad:

$$AD \text{ a } 30cm = \left(\frac{AD}{10 \text{ cm}} \right) * 30 \text{ cm}$$

Finalmente se calcula la lámina neta, ecuación (8.13), para el cual necesitamos un valor llamado umbral de riego, el cual ya está establecido y depende de la profundidad a la cual llegan las raíces de la planta, para el caso del mango el valor del umbral de riego es 0.5.

$$\text{Lamina neta} = AD \text{ a } 30\text{cm} * \text{umbral de riego.} \quad (8.13)$$

Donde:

- CC: Capacidad de campo, calculada con la ecuación (5.1.6.4)
- PMP: Punto de marchitez permanente, calculada con la ecuación (7.9)
- DA: densidad aparente, calculada con la ecuación (5.1.6.2)
- %HVCC: humedad en volumen a capacidad de campo, calculada con la ecuación (8.10)
- %HVPMP: humedad en volumen a punto de marchitez permanente, calculada con la ecuación (8.11)
- AD: agua disponible, calculada con la ecuación (8.12)
- AD a prof: agua disponible a profundidad deseada, calculada con la ecuación
- L.N: Lámina neta, calculada con la ecuación (8.13).

j) Capacidad de intercambio catiónico

Inicialmente se preparó una solución de acetato de sodio a 0.1 M, posteriormente en un matraz se agregaron los gramos de acetato de sodio calculados y se aforó con agua destilada.

$$gr = \text{volumen del matraz} * \text{concentracion molar} * \text{peso molecular} \quad (8.15)$$

Seguidamente se prepara una solución de ácido clorhídrico a 0.1 M, vertiendo en un matraz el volumen calculado de HCl y aforando con agua destilada.

$$gr = \text{volumen del matraz} * \text{concentracion molar} * \text{peso molecular}$$

$$g = (0.25) * 0.1 * 37 = 0.925$$

$$V = \frac{gr}{\text{densidad}} = \frac{0.925}{1.18} = 0.78 \quad (8.16)$$

$$ml = V * 100/37 = \frac{0.78 * 100}{37} = 2.1 \text{ ml de HCl} \quad (8.17)$$

Se pesaron 5 gr de suelo y se colocaron en un vaso de precipitado, se saturó el suelo con agua destilada y se agitó. Luego se agregaron 30 ml de acetato de sodio 0.1 M. se filtró y se midió el pH de cada muestra. En el caso de que el pH fuese básico se neutralizó con ácido clorhídrico 0.1 M y si el pH era ácido se neutralizó con hidróxido de sodio 0.1 M, hasta alcanzar un pH igual a 7. Mientras que el volumen del ácido o base gastado en la neutralización se utilizó en la siguiente ecuación en $V_1 + V_2 = V_3$.

En donde V el volumen de ácido clorhídrico o hidróxido de sodio necesario para la neutralización, M corresponde a la molaridad de neutralizante.

La suma del Para calcular CIC se usan las siguientes ecuaciones

$$C_1V_1 = C_2V_2 \quad (8.18) \quad C_2 = \frac{C_1V_1}{V_2} * 200 \quad (8.19)$$

Es posible inferir sobre el tipo de arcilla presente, de la magnitud de reserva nutricional y el grado de intemperismo en los suelos a partir de la comparación de los resultados con la NOM-021-SEMARNAT-2000.

8.3 Determinación mineralógica

a) Difracción de rayos X (DRX)

El análisis mineralógico de la muestra de rocas fue realizado en el laboratorio de la División Académica Multidisciplinaria de Jalpa de Méndez (DAMJ) con la colaboración del Dr. David Salvador García Zaleta.

Para el análisis se utilizó el difractor D2 Phaser Bruker 2nd Generación, configuración de goniómetro del equipo Bragg-Brentano, detector Lynxeye, radiación con tubo de rayos X de Cu ($\lambda = 1,54184 \text{ \AA}$), tensión de 30 kV, corriente de 10 mA, rango angular de barrido de 10 a 80°, paso angular de 0.02°, tiempo de barradura por paso de 0.3 s.

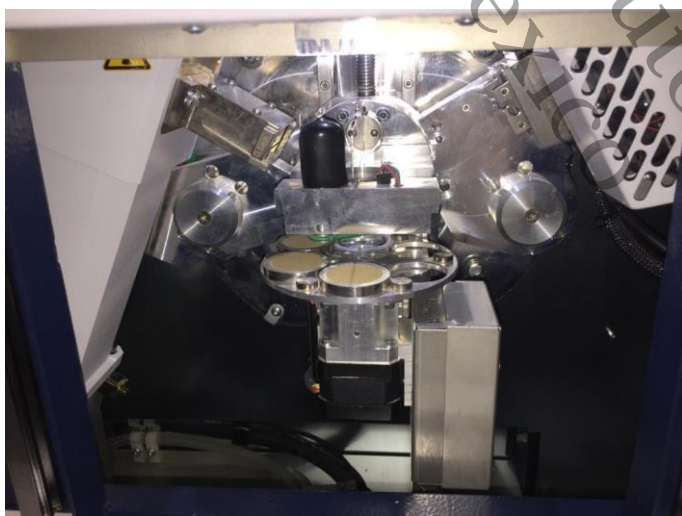
A continuación se enlistan los pasos seguidos para el análisis:

- 1) La muestra de roca fue pulverizada lo más fino posible, las de suelo ya habían pasado por molienda y tamizado.

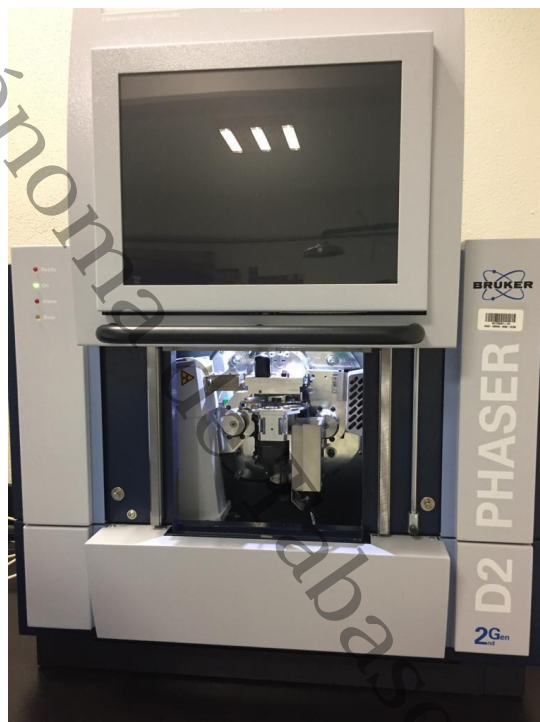
- 2) Se prepararon los portamuestras limpiándolos con acetona.
- 3) Seguidamente se colocaron la muestra de rocas pulverizada y las de suelo en el portamuestras y se llevaron al soporte de muestras del difractómetro.
- 4) Los datos de las muestras durante la lectura fueron recogidos, procesados y almacenados por el software Difracc Wizard
- 5) Para análisis de fases se utilizará el software Difracc. EVA V4.2.1.



Muestras de roca y suelos



Colocación de muestras dentro del difractómetro



Diffractómetro D2 Phaser Bruker 2nd Generación

b) Petrografía de rocas (laminas delgadas)

El estudio microscópico fue realizado en el laboratorio de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí con la colaboración de la Dra. Sonia Alejandra Torres Sánchez. Para este análisis se utilizó el microscopio petrográfico de luz polarizada, cabe mencionar que se utilizaron las mismas rocas a las que se les realizó DRX para su posterior análisis y comparación.

A continuación se describe la metodología llevada a cabo para la obtención de las láminas delgadas y su análisis.

- 1) Se toman las muestras de roca de mayor sección.
- 2) Las muestras se depositaron en recipiente de plásticos de 10x15 cm agregando la resina hasta cubrir por completo.
- 3) Posteriormente se procede a colocar la muestra en un desecador al vacío por 25 minutos para retirar el aire presente.
- 4) Se deja reposar por 30 minutos y esperar el secado de la resina aproximadamente se requiere cuatro días, sin embargo, esto dependerá del tipo de muestra.
- 5) Seguidamente la muestra de roca se somete a pulir para eliminar rayaduras utilizando lija del número 60, 80, 400, 600.
- 6) Una vez pulida las muestras se procede a pegarlas al portaobjeto con adhesivo ultravioleta Xinova UV• 305, cortando la lámina de 3 mm aproximadamente, se comienza a pulir con abrasivo 400, 600 y 1000 hasta obtener una lámina de 0.03 mm de grosor.
- 7) Cada lámina se verificó con el microscopio de luz polarizada para poder realizar el análisis petrográfico.

8.4 Determinación de metales

a) Microscopia electrónica de barrido (SEM-EDS)

Para el análisis de las muestras de suelos de los vertederos y muestras de la parcela se utilizó el microscopio electrónico de barrido JSM-6010 de JEOL, con condiciones de 20,00 kV, corriente de 0,00 nA, tiempo de proceso: T3, tiempo en

vivo de 59,29 seg., tiempo real de 65,51 seg., tiempo muerto: 10,00%, tasa de conteo de 12804.00 CPS.

La preparación de las muestras es respectivamente fácil puesto que la mayoría de SEMs sólo requieren que estas sean conductoras. De manera general en el microscopio electrónico de barrido la muestra es recubierta con una capa de carbón o una capa delgada de un metal para darle propiedades conductoras a la muestra. Posteriormente se barre con los electrones acelerados que viajan a través del cañón. Mientras que, en un detector va midiendo la cantidad de electrones enviados que arroja la intensidad de la zona de muestra, permitiendo mostrar la imagen a gran resolución (4 y 20 nm) y en tres dimensiones dependiendo del microscopio.

b) Espectrometría de absorción atómica (EAA)

El análisis de absorción atómica se realizó en la universidad de Coahuila con la colaboración de la Dra. Iliana Margarita de la Garza Rodríguez.

Se analizaron 5 muestras de suelo, las muestra P1 y P2 que corresponden a los tiraderos a cielo abierto, la muestra P3 el cual es un punto aledaño a ellos y por ultimo las muestras P12 y P13 que corresponden a puntos de la posible trayectoria media y final del probable arrastre de metales provenientes de los tiraderos.

Inicialmente se realizó: la digestión ácida de las muestras de suelo, de acuerdo con la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Se pesaron 0.3 g de muestra en vasos de precipitado, se colocaron en parrillas a 100°- 150° C y se les añadió 1 mL de HNO₃ concentrado, una vez evaporado se añadió 1 mL de peróxido (H₂O₂) para eliminar la materia orgánica y para recuperar la muestra se agregaron 3 mL de HCl 1:1, finalmente se filtró y se llevaron a un volumen de 50 mL con agua desionizada.

Para las lecturas, primero se realizan las curvas de calibrado para cada metal (Cu, Zn, Ni, Cd, Cr, Pb, Mn, Ba, Fe, V, Ca, Mg, Na y K) a 5 diferentes concentraciones a partir de un estándar certificado de 1000 mg/L marca Accu/Standard/Accu Trace.

Se utilizó un Espectrofotómetro de Absorción Atómica Varían AA240FS para su lectura, el cual nos proporcionó la absorbancia de cada metal y así, se determinó

la concentración de los metales presentes en los suelos, recordando que el espectrofotómetro de absorción atómica (EAA) utiliza un haz sencillo o doble, un monocromador, detector, fotomultiplicador ajustable al ancho de banda espectral, intervalo de longitud de onda que contenga las longitudes de los análisis a analizar y provisto de una interfase con registrador o un adecuado sistema de datos.

8.5 Modelación numérica bidimensional lluvia-escurrimiento

Para la realización del modelo numérico bidimensional lluvia-escurrimiento fue necesario realizar los siguientes pasos:

- 1) Determinación de la zona de estudio
- 2) Se descargaron las cartas topográficas de elevación de la base de datos del INEGI. Los modelos digitales de elevación (MDE) descargados tienen como objetivos determinar las elevaciones de la zona de estudio y poder definir las zonas aguas arriba y aguas abajo del pozo. Los MDE se convirtieron en rasters y a su vez en formato de ASCII para generar una malla de trabajo para el modelo numérico bidimensional de lluvia - escurrimiento.
- 3) Se descargó información de lluvia de las estaciones hidrométricas y meteorológicas cercanas al área de estudio de la base de datos de CONAGUA, con el propósito de modelar la lluvia media de las condiciones a estudiar.
- 4) Con los datos anteriores se alimentó el modelo numérico que nos permitió determinar los escurrimientos en la zona de estudio, estas se compararon con las cartas de INEGI para observar que todos los escurrimientos posibles coincidan con los escurrimientos generados mediante la modelación bidimensional y determinar otros posibles escurrimientos en la zona de estudio que no aparecen en las cartas de INEGI.
- 5) Finalmente, se integró en un sistema de información geográfica las capas generadas de los análisis probabilísticos, de los gastos asociados y del modelo bidimensional; permitiendo determinar la dirección del escurrimiento subterráneo, la discretización de los sitios y ubicaciones de los pozos probables sobre el área de estudio.

- **Determinación y localización de la zona de estudio.**

La zona de estudio se localiza a 1.75 km al noreste de la ciudad de Reforma de Pineda es una población del estado mexicano de Oaxaca, localizada en su extremo sureste en el Istmo de Tehuantepec (**figura 15**).



Figura 15. Polígono de la zona de estudio. Fuente: Elaboración propia sobre la base de Datos de INEGI-CONAGUA utilizando el software ArcMap versión 10.5.

Se identifica la localización y existencia de información climatológica, topográfica, cobertura vegetal, características del suelo y su uso, por lo que la información recabada consistió en lo siguiente:

- **Delimitación de la influencia de las estaciones Climatológicas.**

Se identificó que la zona de estudio, no cuenta estaciones hidrométricas que se tomen en consideración ya que no existen aportaciones de ríos cercanos, sin embargo, existen varias estaciones climatológicas a su alrededor para ser analizadas, las cuales se considerarán como aportaciones por cuenca propia (**figura 16**).

Además, se investigó la existencia de información climatológica en el sitio o cercano a éste, encontrando diversas estaciones climatológicas distribuidas prácticamente de manera uniforme alrededor de la cuenca, mismas que están a cargo de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).

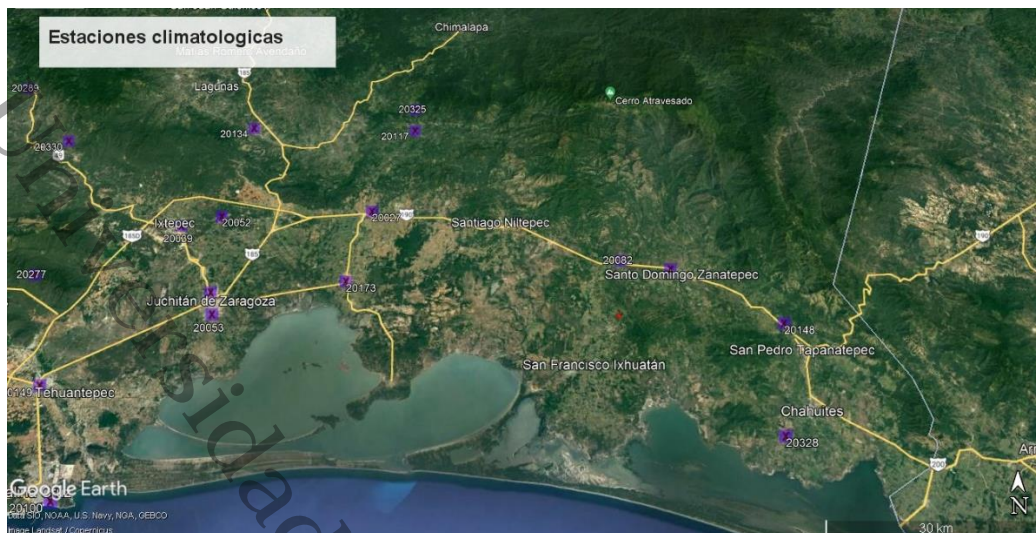


Figura 16. Aportaciones y estaciones de influencia de la Zona de estudio. Tomada de Google Earth Pro.

Conociendo sus coordenadas, se ubican en un mapa y se trazan los polígonos de Thiessen (siguiendo la metodología del meteorólogo norteamericano Alfred Thiessen) con el objeto de conocer el área de influencia de cada una de las estaciones climatológicas (figura 17 y figura 18).

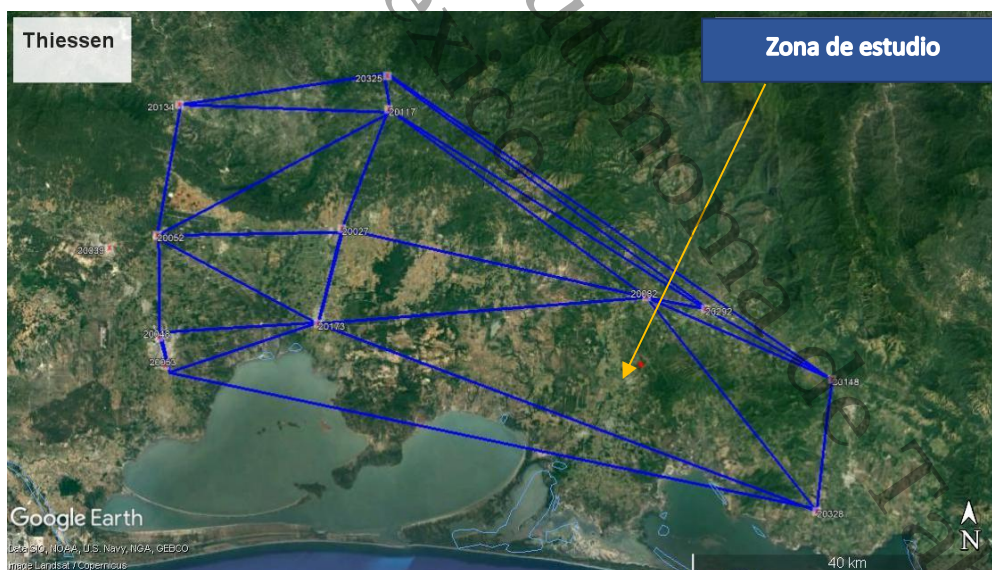


Figura 17. Polígonos de Thiessen. Tomada de Google Earth Pro.



Figura 18. Área de Influencia de las estaciones. Tomada de Google Earth Pro.

Para la selección de las estaciones a utilizar en la zona de estudio, se utilizaron las estaciones que contienen un periodo de mínimo de 20 años de registro (tabla 7 y 8).

Tabla 7. Ubicación e información de estaciones climatológicas CONAGUA.

Área total de la subcuenca	Estación de influencia	Área de influencia de la estación	Registro de lluvias máximas en 24 horas	Periodo mayor de 20 años
(hectáreas)		(hectáreas)		
15	20082	15	1948-2014	67

Tabla 8. Lluvias diarias máximas en 24 hrs de la estación 20082.

20082							
AÑO	PP	AÑO	PP	AÑO	PP	AÑO	PP
1948	61	1970	238.5	1992	91.7	2014	151.7
1949	69	1971	118.5	1993	194.5		
1950	131.7	1972	106	1994	65.9		
1951	72.9	1973	263.5	1995	164.7		
1952	174.7	1974	181.8	1996	172.4		
1953	92.6	1975	145	1997	110.6		
1954	280.7	1976	60	1998	115.3		
1955	135.5	1977	54.8	1999	225.8		
1956	81	1978	173.5	2000	64.5		
1957	71	1979	189.5	2001	66.5		
1958	142	1980	381	2002	140.3		
1959	96.5	1981	241.5	2003	111.2		
1960	159	1982	88.5	2004	125.4		
1961	100	1983	119	2005	91.6		
1962	88	1984	296.5	2006	84.1		
1963	125	1985	129.5	2007	130.4		
1964	76.5	1986	279.5	2008	152.6		
1965	64	1987	61.2	2009	60.9		
1966	75.7	1988	238.6	2010	309		
1967	88	1989	108.7	2011	159.5		
1968	118.1	1990	139.5	2012	156.6		
1969	160	1991	66	2013	228.5		

- **Estimación de Gastos por cuenca propia mediante el método de Modelación Lluvia-Escorrentamiento**

Geometría

Para generar la geometría y delimitar la zona previamente se procesó un Modelo Digital de Elevaciones (MDE) 1:10000 de alta resolución (15 m) LIDAR tipo terreno, obtenido del Instituto Nacional de Estadísticas Geográficas (INEGI), figura 19, además, se obtuvo como resultado la malla de la figura 20.

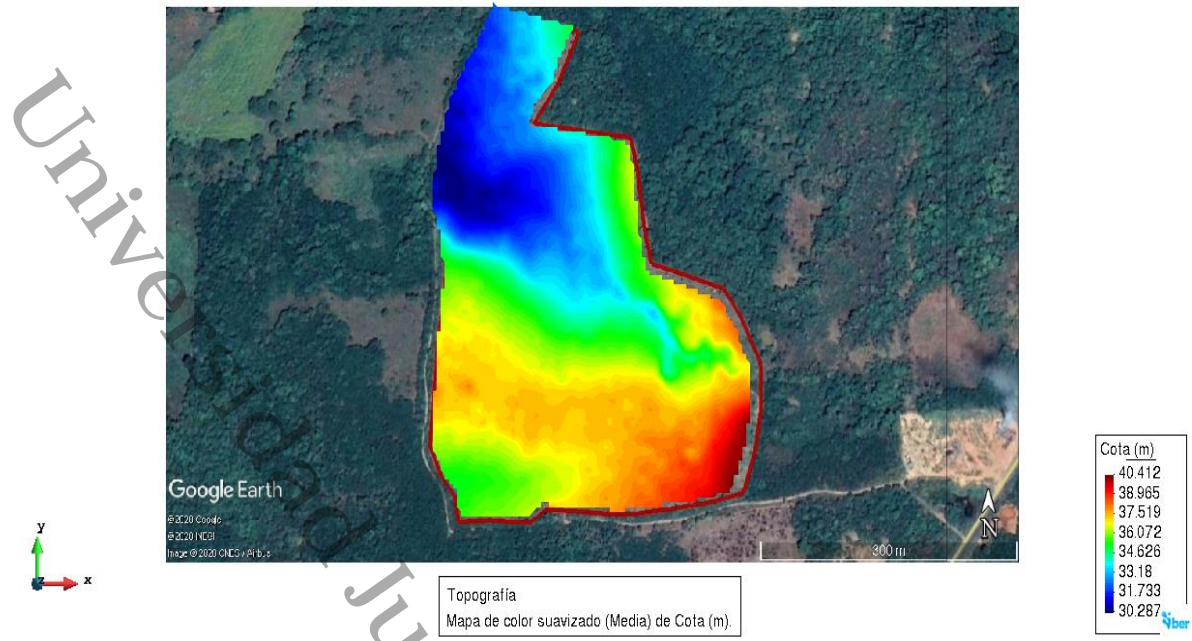


Figura 19. Modelo Digital de Terreno de la Zona de estudio. Tomada de Google Earth Pro a partir de datos de INEGI.



Figura 20. Superficie creada a partir de importación del MDT

Una vez generado el mallado y observando la calidad de la malla (Figura 21), se puede conocer la confiabilidad del modelo en la representación de sus elementos geométricos, entre más cercanos a la unidad una mejor representatividad de la geometría real a modelar.

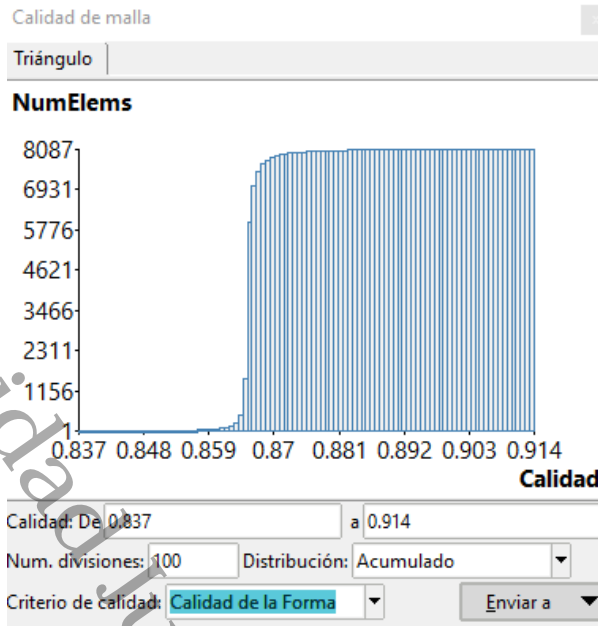


Figura 21. Calidad de la forma de la zona de estudio.

Finalmente se deben seleccionar las condiciones de contorno e iniciales. Para el modelo numérico bidimensional se toman como parámetros los obtenidos del modelo unidimensional y con ellos se evalúa el efecto hidrodinámico de la zona de estudio.

- **Coeficientes de la zona de estudio.**

El coeficiente de Manning para la modelación se tomó de las sugerencias del Iber (0.05) valor representativo de praderas y montañas. En la **figura 22** se muestra la asignación del coeficiente de Manning.

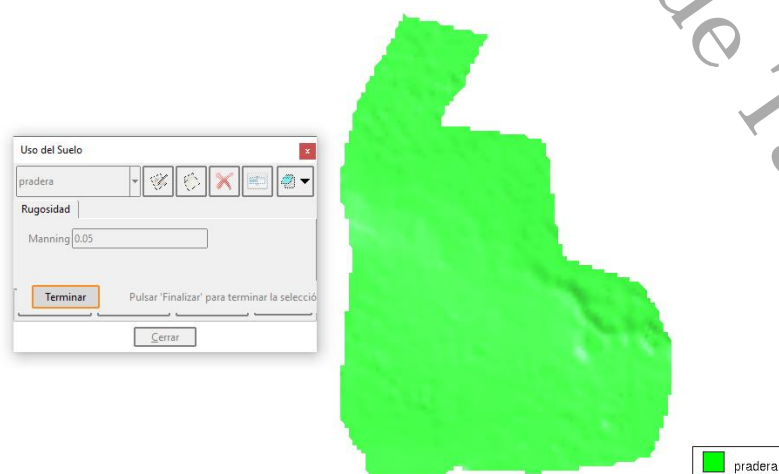


Figura 22. Mallado y coeficiente de rugosidad característico de la zona de estudio.

- **Condiciones iniciales, de lluvia y contorno**

Una vez identificada la precipitación de la zona (se utilizó únicamente por fines de estudio el $Tr=10$ años) y dándole un tiempo de calibración, se colocan estos datos en las condiciones correspondientes a cada uno (**figura 23**) para la condición de lluvia y (**figura 24**) para la condición de salida que en este caso en particular no cubren la totalidad del perímetro de la cuenta debido a que sus lados pasan por carreteras que funcionan como un borde.

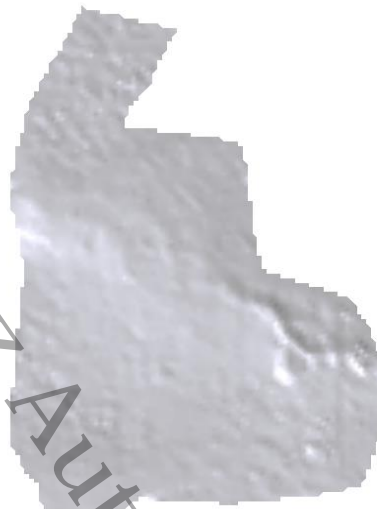
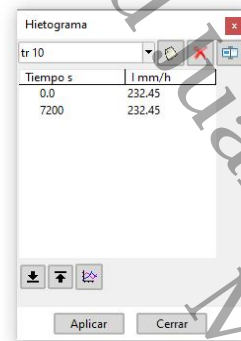


Figura 23. Hietograma asignado a la Modelación.

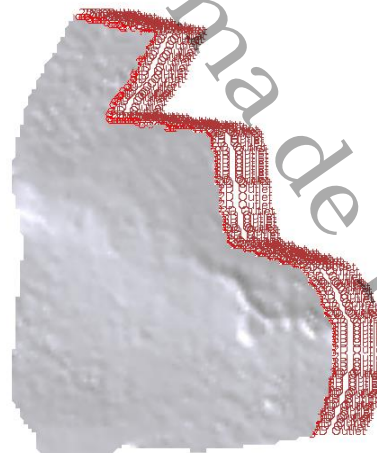
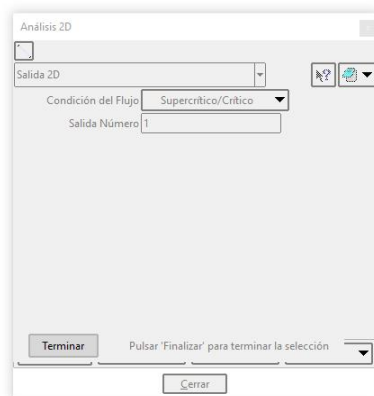


Figura 24. Condición de contorno supercrítica.

Finalmente se propusieron las condiciones de tiempo a modelar, para el caso de estudio se utilizaron 7200 segundos (debido a que con estos tiempos el gasto de

salida ya había sido calibrado). Los pasos de tiempo de resultados fueron cada 60 segundos (figura 25).

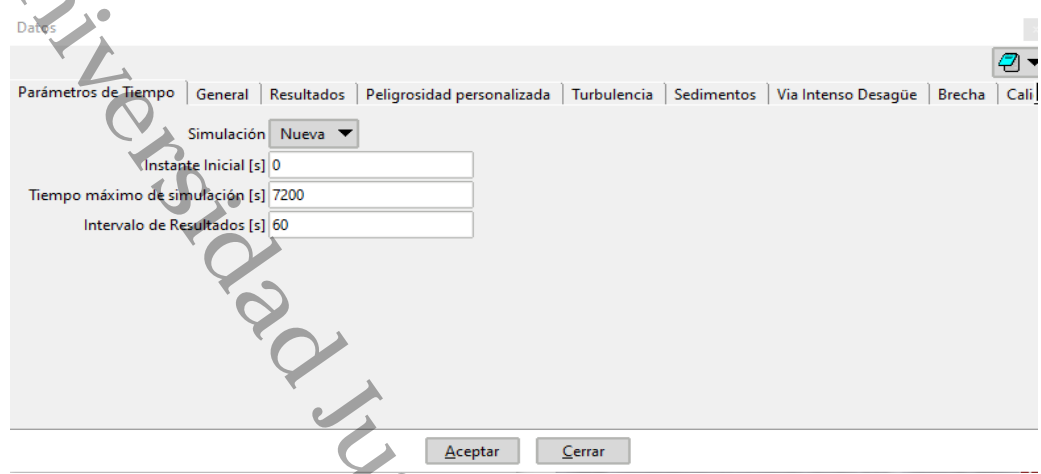


Figura 25.- Tiempo de cálculo del modelo numérico en segundos.

Una vez terminada la modelación numérica bidimensional se obtuvieron los resultados de las precipitaciones evaluadas.

- **Modelación de la lluvia para Tr= 10 años**

El gasto de la modelación obtenida fue de 5.32 m³/s (figura 26), y, los vectores de caudal (figura 27) y velocidad se muestran en la figura 28.

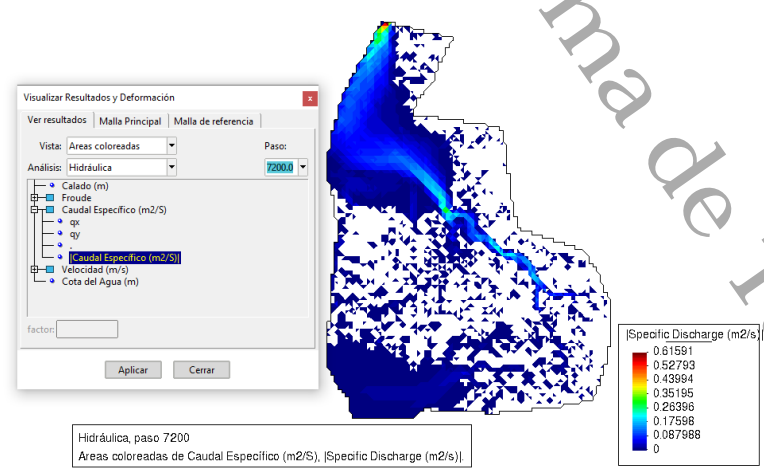


Figura 26. Gasto Obtenido para la modelación de lluvia Tr= 10 años.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

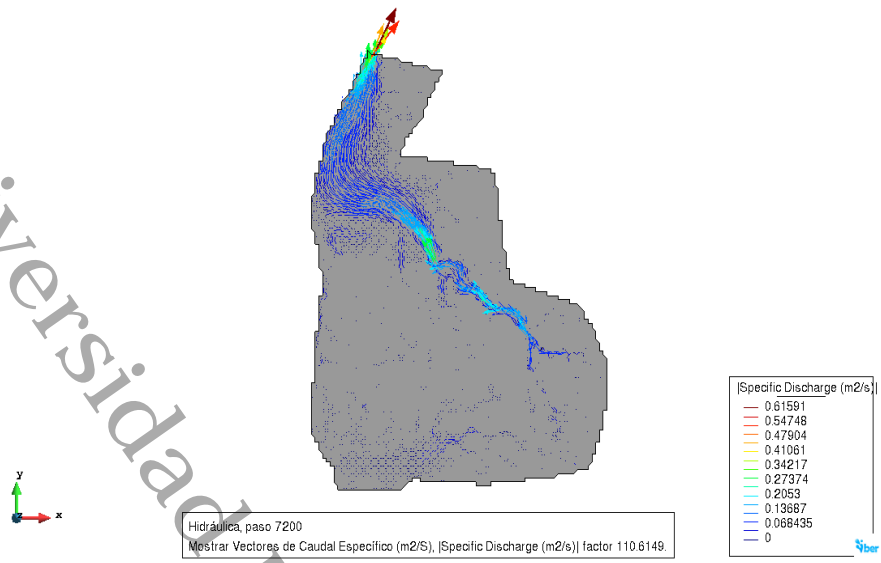


Figura 27. Vectores de caudal $T_r= 10$ años.

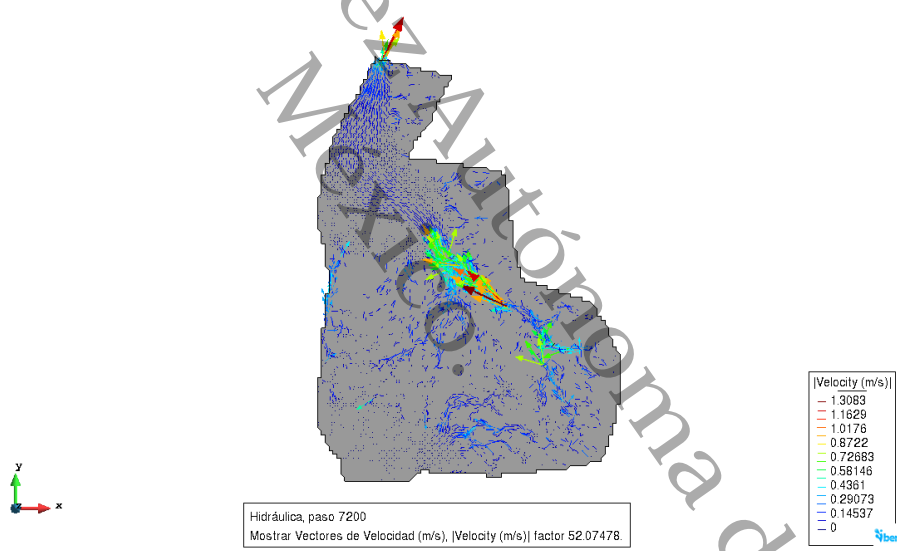


Figura 28. Vectores de velocidad $T_r= 10$ años

IX. RESULTADO Y ANÁLISIS

9.1 ANÁLISIS ESTADÍSTICO ANOVA-TUKEY

Se realizó el análisis ANOVA (*p-value*, $\alpha = 0.05$) y el análisis TUKEY (diferencias honestamente significativas o HSD) con el fin de determinar las diferencias significativas entre los parámetros de cada punto de muestreo.

9.1.1 El pH

El pH del suelo es una propiedad química que indica que tan ácida o alcalina es la solución del suelo, por lo tanto determina la disponibilidad y asimilabilidad de los diferentes nutrientes vegetales (Gines y Mariscal, 2002), esto se debe a que la presencia de los iones de aluminio (Al^{3+} , $Al(OH)_{2+}$), H^+ y OH^- son determinantes de la solubilidad de los nutrientes en el suelo (fosfato, sulfato, molibdatos, hierro, manganeso, cobre, zinc) o son indicadores de la escasez de las formas disponibles de algunos de ellos en el suelo (calcio, magnesio, potasio, sodio) (Osorio, 2012).

Al analizar los resultados de la prueba ANOVA de pH encontramos que $p < 0.05$, por lo que al menos una muestra es diferente a las demás, en este sentido, la prueba Tukey muestra que entre P5, P7, P8, P10, P12 Y P13 no hay diferencias significativas ($HSD < 0.21$), este mismo comportamiento se observa entre P4 y P9, el resto de las muestras presentan diferencias significativas entre sí ($HSD > 0.21$); no obstante, al comparar con la tabla de clasificación de pH de suelos de la NOM-021-SEMARNAT-2000, los puntos P5, P6, P7, P8, P10, P11, P12, P13 presentan valores moderadamente ácidos, mientras que los puntos P3, P4 y P9 corresponden a valores de neutros y, los puntos P1 y P2, presentan valores medianamente alcalinos (Gráfico 1).

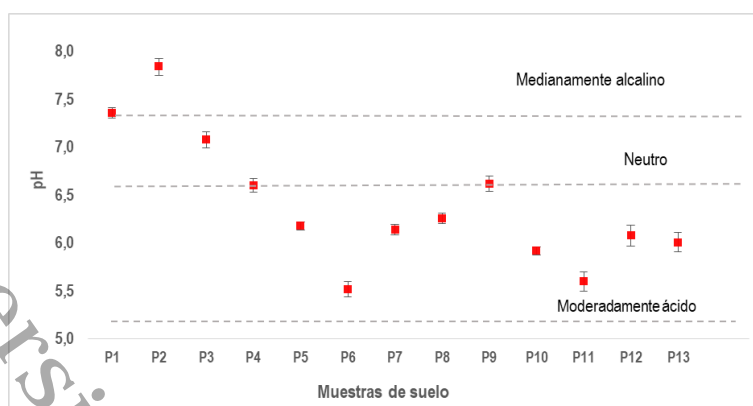


Gráfico 1. Valores de pH de las muestras de suelo

Considerando lo anterior, la acidez del suelo está determinada por procesos edafogénicos, intensos procesos de lixiviación, a causa de los niveles altos de pluviosidad y eólicas propias del sitio; se ha reportado que la zona de estudio posee altos contenidos de Al y Mn (Vergara et al., 2005), así como buena fijación de P, todos estos factores asociados al predominio de Fe y Al; algunos autores han observado que ambos metales y la liberación de H^+ en la rizosfera (por la absorción de Ca, Mg y K y procesos de descomposición de materia orgánica) favorecen valores de pH entre ácidos y neutros (García et al., 2019).

Además, los suelos del Istmo de Tehuantepec están reportados con altos contenidos de carbonato de calcio (Contreras et al., 2005) y además esto fue observado en campo, lo cual puede representar una baja retención de nutrientes por parte de las plantas (Andrades, 2014), especialmente porque los espacios afines con el intercambio de cargas están ocupados por diferentes cationes, tales como Al^{3+} , H^+ , NH_4^+ , por lo que la acidez del suelo también podría aumentar (reduciendo la CIC) (Sadeghian, 2016).

Ahora, partiendo de las muestras que corresponden a valores de pH medianamente alcalinos, cabe mencionar que P1, P2 y P3 son muestras que se tomaron en los tiraderos de residuos sólidos, en el P1 se observó que había quema de estos, en el P2 representan una celda de confinamiento, en él, parte del suelo fue homogenizado juntos con residuos restantes de la incineración, así mismo, el P3 no corresponde al tiradero, pero está aledaño a este y se muestreo

conforme a la pendiente, por lo que se espera que en este se encuentren presencia de materiales lixiviados (**imagen 1 y 2**).



Imagen 1. P1, Quema de RSU.



Imagen 2. P2, celda de confinamiento de RSU.

Considerando lo anterior, todo sitio de disposición final generará lixiviados, formados principalmente por la percolación de las aguas meteóricas a través de la masa de residuos (Robles et al., 2008), por lo tanto, la lluvia al entrar en contacto con los desechos sólidos forma lixiviados, medio por el cual pueden liberarse metales, y, esto es debido a la presencia de pH bajos obtenidos por los procesos de descomposición, lo cual permite que estos se disuelvan y que se filtren en los acuíferos y puedan quedar retenidos en los estratos del suelo, por ende, estos vertederos pueden contener una gran cantidad de contenido orgánico, metales pesados como Cr, Cu, Ni, Pb, Hg, Cd y sales inorgánicas (Gonzales et al., 2002; Mojiri et al., 2016).

Entonces, si se presenta un aumento de la alcalinidad, los metales pesados pueden precipitar en forma de carbonatos e hidróxidos quedando no biodisponibles y sedimentados lo que lleva a limitación en la movilidad del metal (Akoto et al., 2016). La alcalinidad de estos suelos dificulta los procesos de solubilidad y biodisponibilidad de la mayoría de los metales que puedan estar presentes y al mismo tiempo disminuyen los riesgos de toxicidad en los organismos vivos.

Por consiguiente, los riesgos asociados con los sitios contaminados con metales están estrechamente vinculados con la lixiviación del material y la movilidad de los contaminantes, quedando altas fracciones activas de metales contaminantes y concentraciones elevadas en el agua de los poros de vertederos, sin embargo, en otros estudios algo notorio ha sido que las concentraciones de Cd y Pb disminuyen abruptamente en la transición entre el vertedero y el suelo natural subyacente, debido a que los desechos más viejos y más jóvenes difieren en su composición (Söderberg et al., 2019).

Atendiendo a estas consideraciones, la muestra P2 que corresponde a suelo homogeneizado junto con residuos restantes de la incineración se observa que el pH del suelo aumenta y esto lo asociamos a que cuando ocurre un incendio tiende a volverse alcalino por la producción de cenizas que contienen cationes de K, Mg, Ca, Si y P y por la eliminación de los ácidos orgánicos presentes en el suelo (Rosero y Osorio, 2013; Valencia et al., 2018), además, las altas temperaturas en el suelo al momento de la quema de los residuos provocan cambios en las propiedades del suelo, principalmente el incremento del pH en el suelo, la eliminación de la materia orgánica, pérdida de nitrógeno, descomposición de los carbonatos, incremento de los cationes intercambiables y cambios irreversibles en las arcillas (Sánchez, 2019).

Además, se ha observado que el pH del suelo es elevado temporalmente dependiendo de la cantidad de cenizas liberadas, del pH original del suelo, de la composición de las cenizas y de la humedad local. No obstante, también se ha observado que la disponibilidad de los micro-nutrientes disminuye mientras el pH aumenta, caso contrario ocurre con el molibdeno, que se vuelve más disponible conforme el pH aumenta (Benítez, 2010).

Sin embargo, si es un $\text{pH} < 5.5$ (acidez fuerte) se tendrán niveles altos de aluminio intercambiable, Fe, Mn (Castellanos et al, 2000), la reducción de la concentración de cationes macronutrientes, la reducción de la solubilidad del fósforo y del molibdeno, cabe mencionar que el incremento de aluminio tiene efecto en la inhibición del crecimiento radical (Casierra y Aguilar, 2018), la cual tiene como consecuencia una reducción en la toma de agua y de

nutrientes pudiendo alcanzar niveles tóxicos para los vegetales (Magra y Ausilio, 2004).

51 Teniendo presente lo anterior, se tiene que la alternativa más común para corregir la acidez del suelo radica en el empleo de materiales alcalinos (como cal viva) (Sadeghian y Díaz, 2020), los cuales elevan el pH, neutraliza el Al^{3+} y Mn^{2+} , proporciona Ca y Mg, aumenta la disponibilidad de fósforo (P) y molibdeno (Mo), favorece la mineralización de la materia orgánica, ayuda a la fijación simbiótica de nitrógeno (N), propicia la floculación de los coloides, estimula el crecimiento radical y, por consiguiente, mejora el aprovechamiento por parte de las plantas del agua y de los nutrientes (Raij, 2011), por otro lado, algunas posibilidades de corrección del estrés por aluminio consisten en la aplicación de materia orgánica, la colonización con micorrizas, la aplicación de ácidos orgánicos, la aplicación foliar de fósforo, el encalado, la selección y producción de plantas transgénicas tolerantes (Casierra y Aguilar, 2018).

2 Finalmente, la producción de los cultivos de mangos fluctúa como respuesta de la variabilidad de los factores como las propiedades del suelo y topografía, los cuales es fundamental para establecer sistemas de producción más sostenibles y eficientes en el uso y aplicaciones de fertilizantes (Valbuena et al., 2008). La aplicación de fertilizantes debe realizarse considerando las necesidades del árbol, las características físico-químicas del suelo, las condiciones de cultivo y la fenología del árbol (Salazar et al., 2014). Para una máxima producción de mangos los pH deben de estar entre 5 y 7.5 (Mederos, 1988), con un óptimo de 6.5, como vemos, los valores de los puntos de muestreo se ubican dentro de los límites en los que prospera el mango.

9.1.2 Conductividad eléctrica (CE)

16 La CE del suelo es la capacidad de conducir la corriente eléctrica, la cual depende de la cantidad de iones positivos y negativos que se encuentran en la solución del suelo, por lo tanto la CE de la solución de suelo es un indicador del contenido de sales y es afectada por la combinación de contenido de agua del suelo, sales disueltas, contenido de arcillas, mineralogía y temperatura del suelo (Tarr et al., 2005). A mayor CE, mayor es la concentración de sales, por tanto

una baja conductividad eléctrica facilita el manejo de la fertilización y se evitan problemas por fitotoxicidad en los cultivos (Acevedo, 2013).

Los resultados de la prueba ANOVA de CE muestran que $p < 0.05$, lo cual significa que al menos una muestra es diferente a las demás, en tal sentido la prueba TUKEY muestra que el punto P1 es diferentes a todos los puntos, los cuales presentan diferencias significativa entre sí ($HSD > 0.015$); caso contrario ocurre entre los puntos P11, P12, P13 que no hay diferencias significativas entre sí ($HSD < 0.015$) por lo tanto son iguales, este mismo comportamiento se presenta entre P3 y P10, y entre los puntos P4, P5, P6, P7, P8, P9 que tampoco presentan diferencias significativas entre sí ($HSD < 0.015$), sin embargo, al comparar con los límites normativos de la NOM-021-SEMARNAT-2000, se encontró que solo el punto P1 es ligeramente salino, y los puntos P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9, P10, P11, P12 y P13 presentan efectos despreciables de salinidad (DOF, 2002), esto se puede observar en el siguiente gráfico 2.

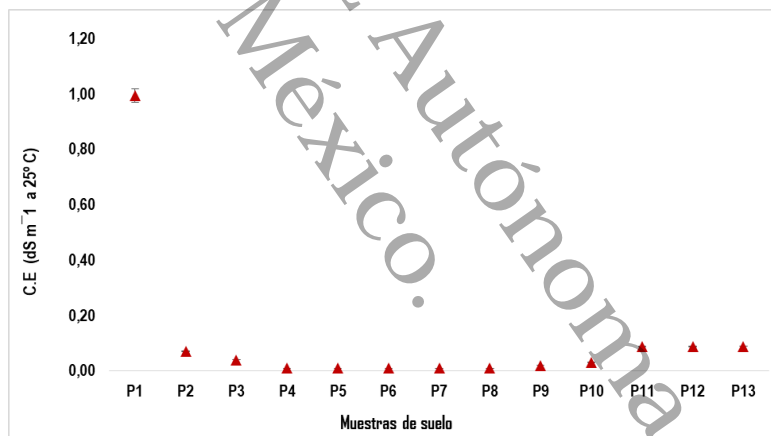


Gráfico 2. Distribución de los valores de conductividad eléctrica.

Considerando lo anterior, que solo el punto P1 es ligeramente salino, se debe principalmente a que este punto corresponde a uno de los tiraderos a cielo abierto y se ha observado que la CE aumenta significativamente cuando la temperatura aumenta, pero luego disminuye gradualmente, esto se asocia a la liberación de óxidos y bases por combustión de la materia orgánica (Urretavizcaya, 2010).

4

[Sánchez \(2002\)](#), menciona que una alta CE es debida a la presencia de sales solubles, que consisten especialmente de cloruros y sulfatos de sodio, calcio y magnesio, con cantidades menores de bicarbonatos, nitratos y boratos de potasio y a veces de litio; las cuales pueden provenir del agua de riego o del mal manejo de la fertilización.

Además, los metales pesados aquí presentes pueden precipitar en forma de carbonatos los cuales son las sales poco solubles en conjunto con los sulfatos, y esta solubilidad de sales afecta a la capacidad de precipitar y disolverse, afectando directamente a la concentración salina de la solución del suelo ([Del Rey, 2019](#)).

De acuerdo con la [FAO \(1999\)](#) los cultivos de mango presenta ligera tolerancia a la salinidad, sin embargo el exceso de sales puede ser perjudicial para las plantas y los altos contenidos de sodio intercambiable pueden provocar daños físicos y químicos en el suelo, afectando el crecimiento de los cultivos, y esto está correlacionado con algunas propiedades del suelo (capacidad de almacenamiento de agua, contenido de materia orgánica, salinidad y drenaje, topografía, manejos previos y texturas entre otras) ([Bosch et al., 2012](#)).

9.1.3 Densidad aparente (DA)

La DA está representada por la masa que contiene un suelo por unidad de volumen, conservando su agregación natural; es decir, incluyendo su espacio poroso ([Gabriels y Lobo, 2011](#)). Es importante considerar este parámetro para el manejo de los suelos, ya que refleja la compactación y facilidad de circulación de agua y aire, además el crecimiento y enraizamiento de las plantas ([Quintana y Rojas, 2020](#)). La DA es dependiente de la textura del suelo, de las densidades del suelo mineral (arena, limo y arcilla) y de la presencia de materia orgánica, así como de el acomodo de partículas, cambia dependiendo el cultivo y las prácticas de labranza que afectan la superficie del suelo ([Rojas, 2012](#)).

Si bien es cierto los valores de densidad aparente bajos indican una condición porosa alta, es decir, son suelos bien aireados con buen drenaje y buena penetración de raíces, por el contrario, si estos valores son altos expresaran suelos compactos y poco porosos, representando una aireación deficiente, disminución en la velocidad de infiltración del agua, provocando dificultades en

el crecimiento de raíces y al mismo tiempo el impedimento de la obtención de agua y nutrientes (Quispe, 2018; Gómez, 2013).

El análisis estadístico ANOVA presentó un $p < 0.05$, lo cual significa que al menos una muestra es diferente a las demás, mientras que la prueba TUKEY indican que para los puntos P1, P2, P3, P4, P5, P6, P12, P13 están por debajo del valor HSD ($HSD < 0.06$) y por lo tanto son diferentes al resto de los puntos de muestra, mismo caso ocurre entre los puntos P8, P9, P10, P11 son diferentes al resto de las muestras. Solo el punto P7 muestra diferencias significativas respecto a los demás puntos ($HSD > 0.06$).

2

Entre los efectos de las actividades agropecuarias se destacan la compactación del suelo, es decir, el incremento de la densidad aparente y la disminución de la retención de humedad, además de alteraciones en las propiedades químicas del suelo que provocan variaciones en los niveles de nitrógeno, fósforo y la relación de bases (Estupiñán et al., 2009; Méndez-Leyva, 2014).

En cuanto a los puntos P1 y P2 que corresponden a sitios de incineración y confinamiento es evidente que presentan densidades aparentes altas, es decir presentan una alta compactación, debido a la acumulación de desechos en descomposición y restos de cenizas, el punto P3 no corresponde a un tiradero sino a un punto aledaño a ellos, aquí no hay actividades en donde se use maquinaria por lo que muestra una densidad aparente menor que a los puntos P1 y P2.

Mientras que los demás puntos P4, P5, P6, P10, P11, P12, P13 con valores de densidad aparente altos corresponden a los puntos de la parcela y estos valores se asocian a el uso de maquinaria en tiempos de preparación del suelo, siembra, cosecha, control de plagas y para limpieza del terreno, cuando se hace uso de maquinaria pesada la estructura del suelo es degradada debido a que el suelo se somete a procesos de compactación afectando la productividad de los cultivos (Masola, 2020).

Los puntos P7, P8, P9 y P11 tienen valores de densidad real un poco menores a los demás puntos, de acuerdo a los resultados de textura estos puntos

corresponden a suelos franco arenosos, y de acuerdo a la literatura deben de tener una densidad entre 1.35 y 1.44 g.cm^{-3} pero esto no ocurre, esto puede deberse a que son puntos en los que se encuentra mayor contenido de materia orgánica, además y de acuerdo a lo referente por [Castro \(2013\)](#) los valores menores a 1 g.cm^{-3} corresponden a suelos de tipo orgánicos y volcánicos y por lo tanto estos tipos de suelo no presentan problemas de compactación.

En el **gráfico 3** podemos observar la distribución de los valores de DA para cada punto.

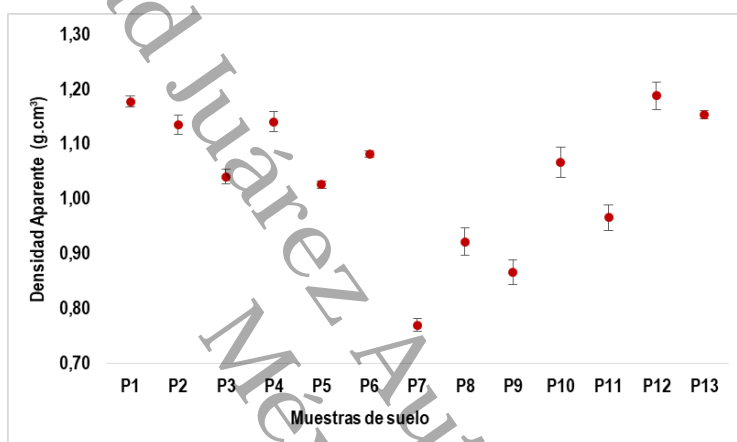


Gráfico 3. Distribución de los valores de densidad aparente.

9.1.4 Densidad real (DR)

El suelo es una estructura que incluye porosidad, espacios vacíos que están llenos de aire, por lo que es necesario restar este valor para lograr obtener el valor de su densidad real, esta depende del tipo de partícula que conforma el suelo, además, es independiente a la estructura del mismo y por lo tanto es constante a lo largo del tiempo en un mismo estrato de suelo, por lo que se espera tener un mismo valor de densidad real en ambos sitios ([Argüelles y Serrano, 2006](#)), caso contrario ocurre con la DA el cual es un valor más variable, y depende del grado de soltura o Po del suelo, textura y contenido de MO.

Al analizar los resultados de la prueba ANOVA de densidad real se encontró que $p < 0.05$, por lo cual se indica que al menos una muestra es diferente a las demás. Por consiguiente, la prueba TUKEY muestra que los puntos P1, P2, P3,

P4, P8, P10, P11, P12, P13 son iguales entre sí, ya que las diferencias de medias están por debajo del valor $HSD < 0.14$, mientras que los puntos P5, P6, P7, P9 son iguales entre sí pero diferentes a las demás muestras ($HSD > 0.14$).

9.1.5 Porosidad (Po)

La porosidad es la relación entre el volumen de huecos y el volumen total de la muestra inalterada y se expresa en porcentaje, en otras palabras el espacio poroso es el volumen de suelo no ocupado por sólidos, esta se determina en función de los valores de densidad real y densidad aparente (Porta et al., 2013).

Dentro del espacio poroso se distinguen macro (> 0.08 mm) y micro poros (< 0.075 mm), en este último es en donde el agua, los nutrientes, el aire y gases pueden circular o retenerse (Díaz y Otoniel, 2020), a su vez, los macro poros no retiene agua contra la fuerza de gravedad, pero son responsables del drenaje, aireación del suelo y constituyen el espacio donde se forman las raíces, considerando este último, el desarrollo y distribución de las raíces puede verse afectado si la densidad aparente de los suelos aumenta y el porcentaje de poros se reduce, afectando directamente a los cultivos. En contraste, la porosidad del suelo influye directamente en la capacidad de retención de agua, lixiviación de nutrientes, penetrabilidad de las raíces, difusión de gases (O y CO_2) (Schroth, 2001).

Considerando lo anterior, el valor de porosidad total, en sí misma, es de escaso valor pues suelos de muy distintas características (arenoso o arcilloso) pueden tener el mismo o muy semejante porcentaje de poros (Puignau, 1993; Quispe, 2018), lo importante es la abundancia relativa de poros pequeños capilares (que retienen agua y limitan la difusión de contaminantes) y poros grandes que facilitan la aireación de la rizosfera y la infiltración (Olivet y Cobas, 2017).

Los suelos del sitio dedicados principalmente al uso agrícola presentan un contenido de porosidad entre media y alta, en comparación con el contenido de porosidad de los vertederos (P1, P2,) que corresponden a valores bajos, esto, probablemente se deba a las actividades de labranza que van destruyendo e incrementando los poros de origen biológico (principalmente de raíces) y contribuyen al cambio de poros redondeados a poros irregulares. Se espera que

37

a medida en que la porosidad aumenta se mejora la retención de humedad, el paso del agua en el suelo, la actividad de los microorganismos y que la compactación sea menor (Siavosh y Gomez, 2000; Gisbert et al., 2012).

Cardona y Sadeghian (2013) mencionan que para un mejor desarrollo y distribución de raíces es importante que el porcentaje de porosidad no se reduzca ya que puede ocasionar un mal desarrollo radical y de anclaje por parte de los árboles de mango presentes en el sitio de estudio, por lo tanto esto afectaría directamente en la calidad de las cosechas. En el gráfico 4 se muestra el porcentaje de porosidad presente en el sitio.

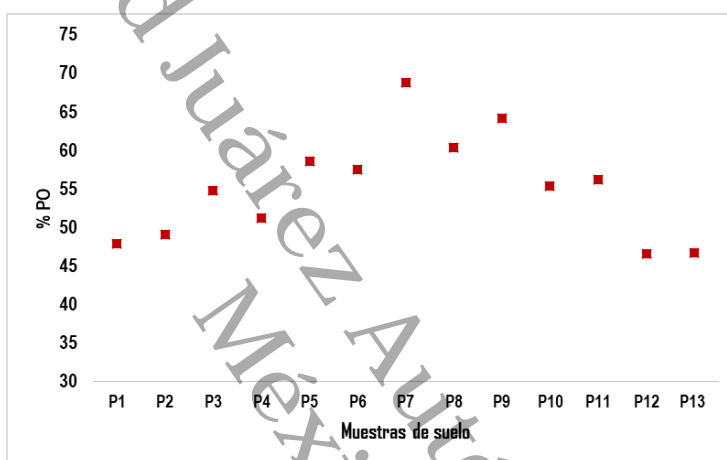


Gráfico 4. Distribución de la porosidad.

9.1.6 Materia orgánica (MO)

2

La MO del suelo consiste en una mezcla de sustancias orgánicas de diverso origen, como residuos de plantas y animales en distintas etapas de descomposición, y por consiguiente contiene todos los nutrientes esenciales, principalmente carbono, oxígeno e hidrógeno, y en menor medida azufre, nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio, además de otros elementos menores, estos nutrientes son muy importantes desde el punto de vista del manejo de la fertilidad del suelo (Barattini y Hepp, 2019).

2

Por consiguiente, contribuye a que las partículas minerales individuales del suelo forman agregados estables que favorecen la estructura del suelo y facilitan su laboreo, además, se mejora la porosidad, aireación y penetración del agua, aumenta la capacidad de retener agua, se proporcionan partículas de tamaño

9

coloidal con carga negativa (humus) las cuales permiten una alta capacidad de retener e intercambiar cationes nutritivos, actúa como agente amortiguador al disminuir la tendencia a un cambio brusco del pH del suelo, es una fuente de elementos nutritivos que son aprovechables por las plantas después que la materia orgánica ha sido descompuesta por los microorganismos (Quiroga y Studdert, 2017; Medina et al., 2017).

De acuerdo a la interpretación de resultados de materia orgánica de la NOM-021-SEMARNAT-2000, el sitio presenta un porcentaje de MO muy baja, a excepción del punto P1, el cual, corresponde al tiradero en donde se depositan y queman los RSU, se manifiesta un porcentaje de materia más alto debido al depósito gradual y de degradación de estos residuos, caso contrario ocurre con los demás puntos de la parcela, considerando lo anterior, esta falta de MO podría deberse a las condiciones edafoclimáticas propias del sitio (textura, temperatura, posición geográfica), aunado a que son suelos cultivados la MO va disminuyendo, ya que gran proporción de las plantas se retiran en cada cosecha y parte de la que es repuesta se pierde por mineralización acelerada por el laboreo (gráfico 5).

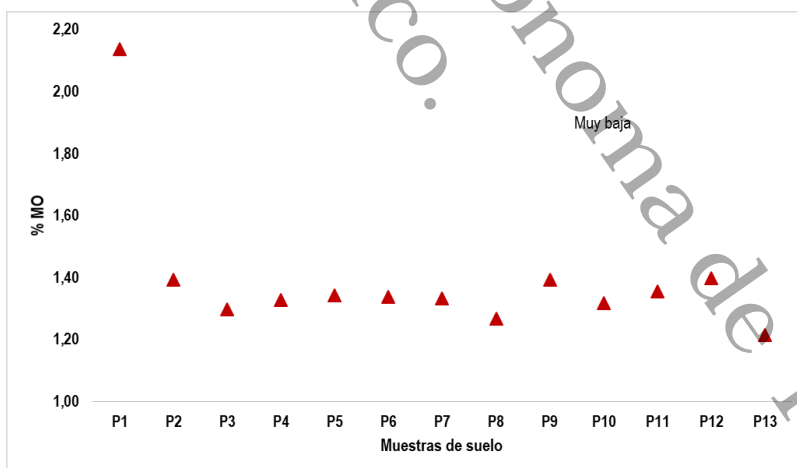


Gráfico 5. Distribución de materia orgánica

Los niveles de MO pueden restablecerse de distintas formas, principalmente dejando en el suelo la mayor cantidad posible de los residuos de las cosechas, disminuyendo el laboreo, compensando el material removido mediante

aplicación de materiales orgánicos o abonos (fertilizantes o enmiendas) (Cabrera, 2007).

9.1.7 Capacidad de campo (CC)

La CC es el límite superior de almacenamiento de agua, es decir el contenido de agua que retiene un suelo luego de ser saturado con agua, por el contrario se le denomina punto de marchitez permanente (PMP) al contenido de humedad del suelo en el que la planta ya no tiene la capacidad de absorber agua del suelo haciendo que la planta se marchite y muera (Tamara y Ducuara, 2016). Sin embargo, estudios indican que la cantidad de agua depende de la textura y estructura de los suelos, por lo que hay una relación directa entre suelo-agua (Saxton & Rawls, 2006).

El análisis estadístico de la prueba ANOVA presenta un $p < 0.05$, lo cual indica que al menos una muestra es diferente a las demás, siendo así, que la prueba Tukey indica que entre los puntos P1, P2, P4, P5, P8, P9, P11 no se presentan diferencias significativas entre sí ($HSD < 4.47$), por lo tanto son iguales, esto mismo ocurre entre los puntos P3, P7 y P13, mientras que haciendo la comparativa con las demás muestras indican que si hay diferencias significativas ya que se presenta un valor $HSD > 4.47$. Considerando lo anterior, los puntos que presentaron una similar y mayor capacidad de retención de agua se encuentra en los puntos P6, P13, P3 seguido de los puntos P11, P2, P4, P8, P9, P1, P5, P7 P10, P12. (Grafico 6).

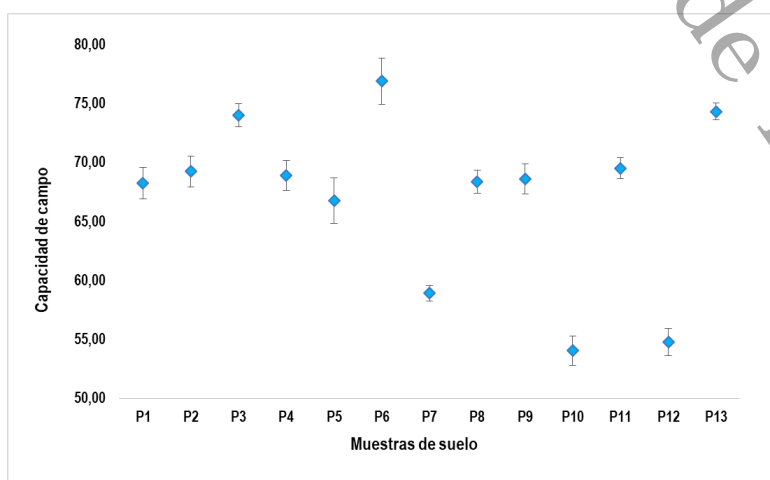


Grafico 6. Distribución de la capacidad de campo

La importancia del conocer el volumen de agua en el suelo es un factor fundamental ya que nos proporciona información sobre cuánta agua hay disponible en un cultivo y que decisión tomar en cuanto a implementar algún tipo de riego de acuerdo a los requerimientos hídricos. Una manera fácil de estimar la capacidad hídrica del suelo es por medio de la lámina de riego, en donde se utilizarían solo valores de DA y de CC, valores típicos calculados en las evaluaciones de fertilidad de suelos. Algunos estudios muestran la eficacia de implementar este cálculo de la lámina de riego para maximizar la eficiencia de uso del agua en diferentes tipos de cultivos (Treza et al., 2008; López et al., 2009).

9.1.8 Textura

La textura determina muchas de las propiedades físicas de los suelos, y, de acuerdo a su distribución de tamaños de partículas se pueden clasificar en arenas, limos o arcillas (Fernández y Trillo, 2005). Existe una alta correlación entre el tamaño de las partículas y la capacidad de campo, asociada principalmente a la relación de poros (Macedo et al., 2002). De la misma manera el grado de porosidad y agregación pueden dar lugar a problemas de endurecimiento, aireación, capacidad de retención hídrica, permeabilidad, entre otros (Lacasta y Meco 2005).

Al analizar los resultados de la prueba ANOVA de texturas, para el caso de contenido de arena, arcilla y limo; encontramos que $p < 0.05$, lo cual indica que al menos una muestra es diferente a las demás, por consiguiente para el caso del contenido de arena y de acuerdo a la prueba TUKEY se muestra que entre los puntos P3, P4, P6 y P11 no hay diferencias significativas ($HSD < 4.27$), este mismo comportamiento ocurre entre P5, P10 y P12, el resto de las muestras presentan diferencias significativas entre sí ($HSD > 4.27$).

Por otra parte, en el caso del contenido de arcilla los puntos P1, P2 y P10 no presentan diferencias significativas entre sí ($HSD < 3.57$), mientras que si presentan diferencias significativas con los demás puntos P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9, P11, P12 y P13 ($HSD > 3.57$). Por consiguiente, para el caso del

contenido de limo los puntos P1, P8 y P13 no presentan diferencias significativas entre sí ($HSD < 4.9$), este mismo comportamiento se observa entre los puntos P2, P3, P4, P6, P7, P11, P12, mientras que el resto de las muestras si presentan diferencias significativas entre sí ($HSD > 4.9$).

Considerando lo anterior, al comparar los contenidos de partículas de las muestras con el triángulo de clases texturales se llegó a la conclusión de que el sitio comprende dos tipos de clases textuales, siendo para los puntos P1, P2, P7, P8, P9 y P13 una textura franco-arenosa, y, para los puntos P3, P4, P5, P6, P10, P11 y P12 una textura areno-francosa (**Figura 29**).

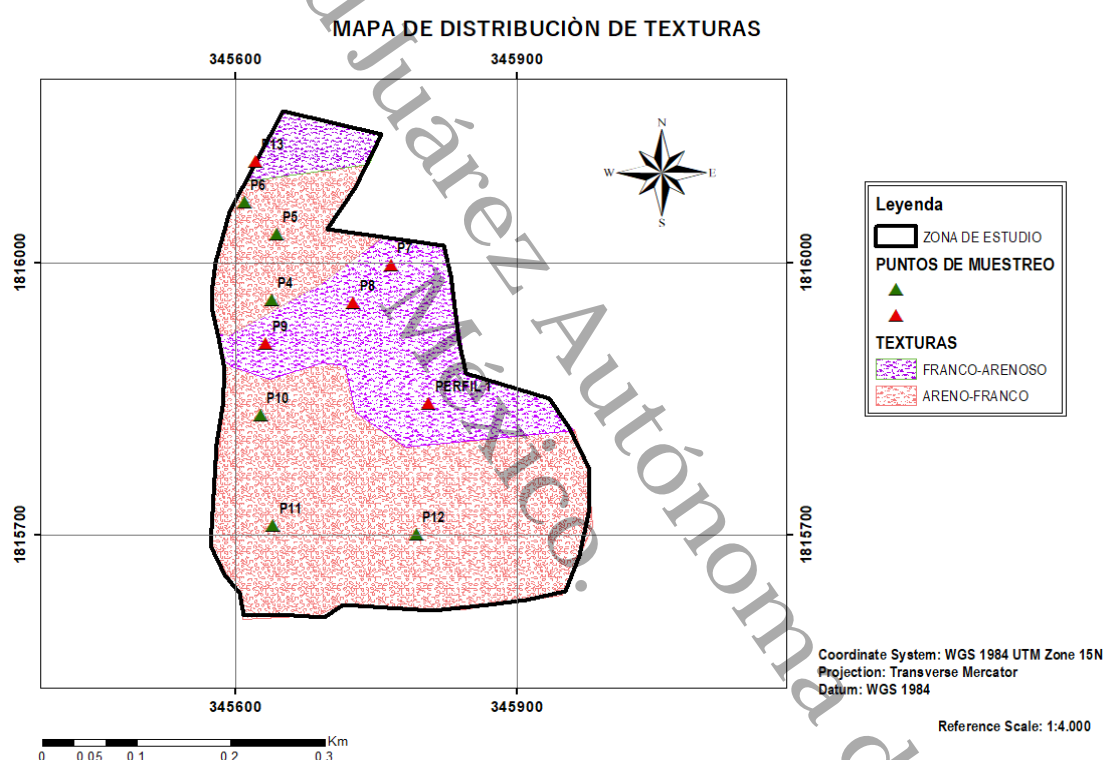


Figura 29. Distribución de las clases texturales en el sitio de estudio. Fuente: Elaboración propia sobre la base de Datos de INEGI utilizando el software ArcMap versión 10.5.

Es importante mencionar que en suelos con textura gruesa (arenosa) la humedad del suelo va disminuyendo a mayor velocidad que en suelos arcillosos (Zotarelli et al., 2013), por lo tanto, esta baja retención de humedad y aunado a una falta de riego podría ocasionar un estrés hídrico en el cultivo, especialmente en esta zona del Istmo que se presentan altas tasas de evapotranspiración debido a la predominancia de clima seco y fuertes vientos.

Considerando lo anterior, para el manejo de estos suelos agrícolas es necesario conocer sus condiciones de humedad para un mejor uso y por ende evitar cambios estructurales agrícolas desfavorables, como la compactación, que a su vez estos suelos arenosos o francos arenosos son altamente susceptibles a la compactación sobre todo en las capas superiores, proceso por influenciado por la humedad y por la mecanización (García et al., 2009).

Otro punto importante es la distribución del tamaño de las partículas, ya que esto influye mucho en el grado de contaminación por metales, en contraste, las partículas que son más finas son más reactivas y tienen un área de superficie mayor que el material más grueso, esta fracción fina del suelo frecuentemente contiene la mayor parte de la contaminación (Harden y Pitt, 2013)

9.1.9 Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

De acuerdo a Hang (2012), se designa complejo de intercambio a la fracción coloidal del suelo que tiene la capacidad de adsorber y de intercambiar iones entre sí y con la solución del suelo. Agronómicamente Influye en propiedades físicas como la estructura, estabilidad estructural, retención de agua, y en propiedades químicas como la acidez, alcalinidad, y en la fertilidad en cuanto a la reposición de nutrientes.

En los valores de la capacidad de intercambio catiónico uno de los parámetros que más influyen es el contenido en materia orgánica, seguido del contenido y tipo de arcilla presente y la naturaleza de los minerales que la constituyen. (Hernández, 1992; Parras y Villar, 2004).

1 Al mismo tiempo, las propiedades físicas, químicas, terramecánicas y los procesos asociados del suelo están íntimamente relacionados con la interacción entre las partículas y las moléculas de agua. La contracción, expansión, cohesión y plasticidad, están muy correlacionadas y dependen no sólo de la arcilla presente en el suelo y los cationes adsorbidos dominantes, sino también de la naturaleza y cantidad de humus que acompañan a los coloides inorgánicos (Hossne y Salazar. 2004).

A partir de los resultados obtenidos se pudo inferir sobre el tipo de arcilla presente, el cual es la caolinita. En cuanto a la reserva nutrimental se considera que es abundante cuando la CIC es mayor a $25 \text{ cmol}(+)K^{-1}$, en este caso los valores se encuentran en valores medios. Esto quiere decir que el suelo en estudio presenta una limitada capacidad de retener cationes (nutrientes) debido principalmente a su textura arenosa y la baja presencia de contenido de materia orgánica, además de que el K, Mg y Ca están más expuestos a que sean lixiviados fácilmente (López et al., 2020).

Sin embargo, la CIC va ser menor en los suelos más arenosos como los puntos P4, P5, P6, P10, P11 y P12 de textura areno-franco y va aumentar cuando se presente poca arcilla como en los puntos P7, P8, P9 y P13 de textura franco-arenosa, como se observa a continuación (Gráfico 7).

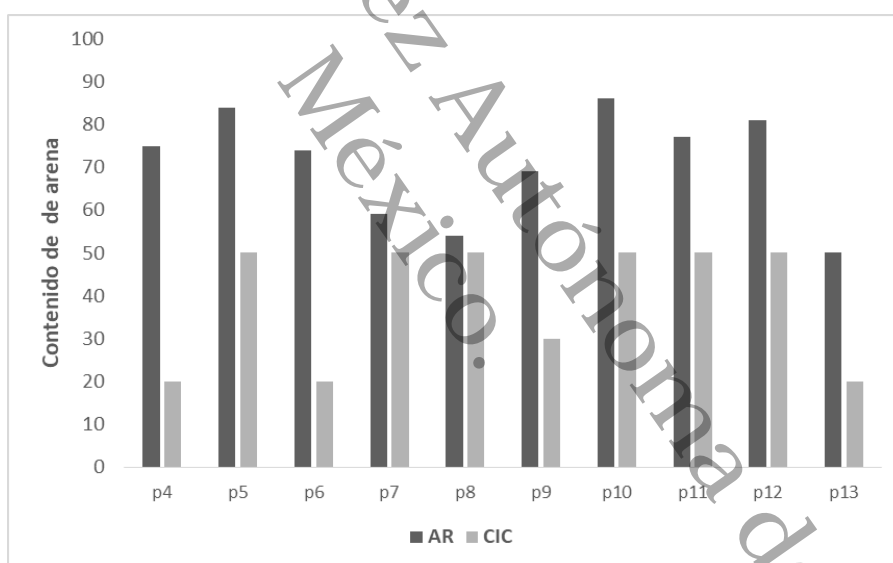


Gráfico 7. Comparación de los valores de CIC respecto al contenido de arena

Finalmente, a partir de los datos analizados y por conveniencia para el análisis por texturas se realizó una tabla comparativa entre las dos clases texturales presentes en el sitio de estudio, en la cual se presentan los valores de cada parámetro geoquímico analizado de las muestras (tabla 9) y los de los horizontes del perfil edafológico (tabla 10) todo de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Distribución de las propiedades geoquímicas por clases texturales

	PUNTOS	pH	CE [dS/m]	DA [gr.cm ⁻³]	DR [gr.cm ⁻³]	%Po	%CC	%MO	CIC Cmol/kg	TEXTURAS		
										%A	%R	%L
Franco arenoso	P1	7.4 ± 0.1	0,99 ± 0.02	1.18 ± 0.01	2.26 ± 0.01	48	68	2,14	20	48 ± 1.15	7 ± 0	45 ± 1.15
	P2	7.8 ± 0.1	0,07 ± 0	1.14 ± 0.01	2.23 ± 0.02	49	69	1,39	20	62 ± 0.76	4±1.38	34 ±0.61
	P7	6.1 ± 0.1	0,01 ± 0	0.77 ± 0.01	2.47 ± 0.07	69	77	1,33	20	59± 1.41	3 ± 0	38 ± 1.41
	P8	6.3 ± 0.1	0,01 ± 0	0.92 ± 0.02	2.33 ± 0.04	60	68	1,27	20	54 ± 0.7	1 ± 0	45 ± 0.7
	P9	6,6 ± 0.1	0,02 ± 0	0,87 ± 0.02	2.15 ± 0.03	60	69	1,39	20	69 ± 0.7	3 ± 0	29 ± 0.7
	P13	6 ± 0.1	0,09 ± 0	1.15 ± 0	2.09 ± 0.02	45	74	1,21	20	50 ± 2.12	1 ± 0	50 ± 2.12
Areno franco	P3	7.1 ± 0.1	0,04 ± 0	1.04 ± 0.01	2.30 ± 0.05	55	74	1,30	20	75 ± 1.15	1 ± 1.15	24 ± 2
	P4	6,6 ± 0.1	0,01 ± 0	1,14 ± 0.01	1.79 ± 0.01	36	69	1,33	20	75 ± 1.15	1 ± 1.15	24± 2
	P5	6.2 ± 0.1	0,01 ± 0	1.03 ± 0.01	2.48 ± 0.06	59	67	1,34	20	84 ± 0	2 ± 0	14 ± 0
	P6	5.5 ± 0.1	0,01 ± 0	1.08 ± 0	2.54 ± 0.01	57	59	1,34	20	74 ± 0	3± 0	23 ± 0
	P10	5.9 ± 0.1	0,03 ± 0	1.07 ± 0.02	2.39 ± 0.02	55	54	1,32	20	86 ± 0.42	5 ± 0	9 ± 0.42
	P11	5.6 ± 0.1	0,09 ± 0	0.97 ± 0.02	2.21 ± 0.04	56	70	1,36	20	77 ± 1.41	1 ± 1.41	22 ± 0
	P12	6. 1 ± 0.1	0,09 ± 0	1.19 ± 0.02	2.22 ± 0.04	47	55	1,40	20	81 ± 0.7	2 ± 0	18 ± 0.7
	p-value	2.26 X 10 ⁻⁴¹	1.56X 10 ⁻⁷⁹	8.006 X 10 ⁻²¹	5.39 X 10 ⁻¹¹	-	2.85 X 10 ⁻¹⁸	-	-	-	9.47 X 10 ⁻¹⁴	0.0
HSD	0.21	0.015	0.06	0.14	-	4.47	-	-	-	4.27	3.57	4.9

Tabla 9. Parámetros geoquímicos de los puntos muestreados. F-A: Franco arenoso, A-F: Areno franco, pH: Potencial de Hidrógeno, CE: Conductividad Eléctrica en dS·m⁻¹, CC: Capacidad de Campo, % A: % de Arenas, %R: % de Arcillas y %L: % de Limo, DA: Densidad Aparente en g·cm⁻³, DR: Densidad Real en g·cm⁻³, %Po: Porosidad en %, , %MO: Materia Orgánica en %, CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico en Cmol·kg⁻¹.

Propiedades geoquímicas de los horizontes del perfil edafológico

Ho	pH	CE [dS/m]	CC	Textura			DA [gr.cm ⁻³]	DR [gr.cm ⁻³]	%P	%MO	CIC Cmol/kg
				%A	%R	%L					
1	7.5 ± 0	0.19 ± 0.01	85 ± 1.87	60 ± 0	0 ± 0	40 ± 0	1.15 ± 0.01	1.91 ± 0.04	40	1.19	20
2	7.1 ± 0.1	0.11 ± 0	84 ± 0.60	64 ± 0	0 ± 0	36 ± 0	0.84 ± 0.01	2.06 ± 0.04	59	1.24	20
3	7.0 ± 0.1	0.10 ± 0	84 ± 2.20	59 ± 1.41	0 ± 0	41 ± 1.41	0.55 ± 0.01	2.17 ± 0.05	74	1.21	20
4	7.1 ± 0.1	0.11 ± 0	72 ± 1.51	71 ± 1.41	1 ± 0	28 ± 0	1.09 ± 0.01	2.20 ± 0.04	50	1.18	20
p-value	3.72 X 10 ⁻²¹	2.34 X 10 ⁻¹⁹	3.04 X 10 ⁻⁵	0.0008	0	0.52	4.94 X 10 ⁻¹²	-	-	-	-
HSD	0.11	0	4.34	4.07	0	52	0.03	-	-	-	-

Tabla 10. Parámetros del perfil edafológico. pH: Potencial de Hidrógeno, CE: Conductividad Eléctrica en dS·m⁻¹, CC: Capacidad de Campo, % A: % de Arenas, %R: % de Arcillas y %L: % de Limo, DA: Densidad Aparente en g·cm⁻³, DR: Densidad Real en g·cm⁻³, %Po: Porosidad en %, , %MO: Materia Orgánica en %, CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico en Cmol·kg⁻¹.

9.2 La lámina de riego

La lámina de riego (**tabla 11**) se realizó con el fin de conocer cuánta agua va ir al suelo y cuanta va poder retener, porque lo que pueda retener el suelo es lo que va abastecer a la planta. Determinar la lámina de riego juega un papel importante para el manejo del agua en la agricultura y para garantizar la sostenibilidad de los sistemas productivos.

Se observan los valores de los puntos que se encuentran dentro de la parcela, los puntos con mayor cantidad de agua disponible se encuentra en los puntos de textura areno franca, y en el punto 13 y horizonte 1 del perfil edafológico, los cuales corresponden a texturas franco arenosas, los resultados indican los mm de agua disponibles cada 10 cm de profundidad, o en su caso cada 30 cm a la profundidad en la que fueron tomadas las muestras, y esto se observa en los resultados de la lámina neta (LN). Sin embargo, los espacios porosos de las partículas de arena son más grandes, lo cual permitirá que haya más libertad para que el agua escape.

Considerando lo anterior, implementar un método de riego en el sitio considerando los dos tipos de texturas presentes por áreas dentro de la parcela, consistirá en dar un uso racional y óptimo al recurso hídrico, pues permitirá que no se acabe el agua hasta cierto nivel, puesto que si esto ocurre se tendría que volver a regar volúmenes inmensos y además esto podría causar un estrés a la planta.

Además, con los datos obtenidos se podría calcular la eficiencia del riego pero para esto primero se debe calcular la lámina de riego aplicada en el sitio, es decir medir el volumen de agua que es suministrado entre la superficie de la parcela, tal como se ha hecho en estudios de otros autores ([García et al., 2010](#); [Torres et al., 2015](#)), y posteriormente obtenido los valores de la lámina requerida y la lámina de riego aplicada se puede hacer la relación y determinar la eficiencia del riego. En este caso se desconoce el volumen suministrado a la parcela, por lo que no se puede calcular la eficiencia del riego, además de que tampoco se cuenta con la estructura de un sistema de riego especializado en el sitio.

	PUNTOS	CC	PMP	DA (g·cm ⁻³)	%HVCC	%HVPMP	AD	AD a Prof.	L.N
Franco arenosa	P7	76,92	52	0,77	59,21	39,96	19,24	57,72	28,86
	P8	68,40	46	0,92	63,07	42,06	21,01	63,02	31,51
	P9	68,62	46	0,87	59,38	39,61	19,76	59,29	29,65
	P13	74,33	50	1,15	85,73	57,68	28,06	84,17	42,09
	Ho1	84,68	58	1,15	97,10	66,12	30,98	92,94	46,47
Areno franco	P4	68,90	46	1,14	78,61	52,47	26,14	78,43	39,22
	P5	66,76	44	1,03	68,52	45,58	22,95	68,84	34,42
	P6	58,92	39	1,08	63,75	41,76	21,98	65,95	32,98
	P10	54,06	35	1,07	57,68	37,35	20,33	60,99	30,50
	P11	69,52	46	0,97	67,16	44,87	22,29	66,87	33,44
	P12	54,79	36	1,19	65,09	42,23	22,86	68,59	34,30

Tabla 11. Cálculo de la lámina de riego. CC: Capacidad de campo, PMP: punto de marchitez permanente, DA: densidad aparente, %HVCC: humedad en volumen a capacidad de campo, %HVPMP: humedad en volumen a punto de marchitez permanente, AD: agua disponible, AD a prof: agua disponible a profundidad deseada, LN: lámina neta.

9.3 Modelo bidimensional lluvia- escurrimiento

Los resultados del modelo final tiene como objetivo dar a conocer el comportamiento y la distribución del recursos hídricos en el sitio de estudio, los resultados que se obtuvieron de la modelación lluvia-escurrimiento simulan la dirección de los escurrimientos, mediante los vectores de velocidad y los lugares más prospectivos para la exploración de aguas subterráneas (**figura 30 y 31**).

Se tiene presente que en la zona costera de Oaxaca, se presenta la disponibilidad inadecuada de volúmenes de agua en tiempos de estiaje, debido tanto a la variación climática que ha provocado una disminución del volumen de agua precipitada que ingresa al suelo y a los acuíferos, como a la extracción y explotación excesiva de los cuerpos de agua subterráneos que se destinan a distintos usos, principalmente el uso agrícola, esto impiden la recuperación de dichos acuíferos en periodos de recarga.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

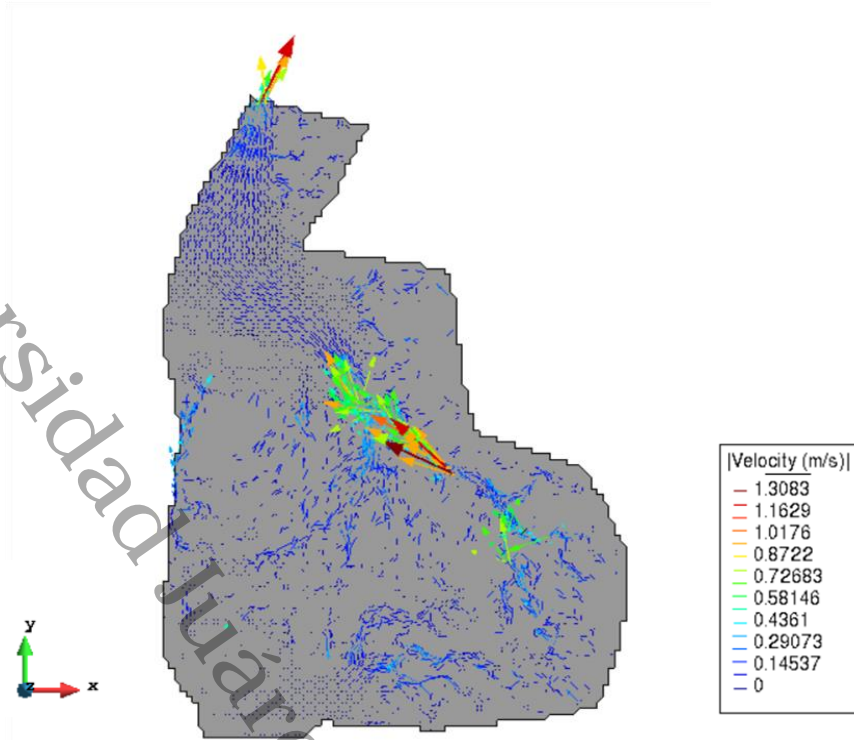


Figura 30. Dirección de escurrimientos con los vectores de velocidad m/s

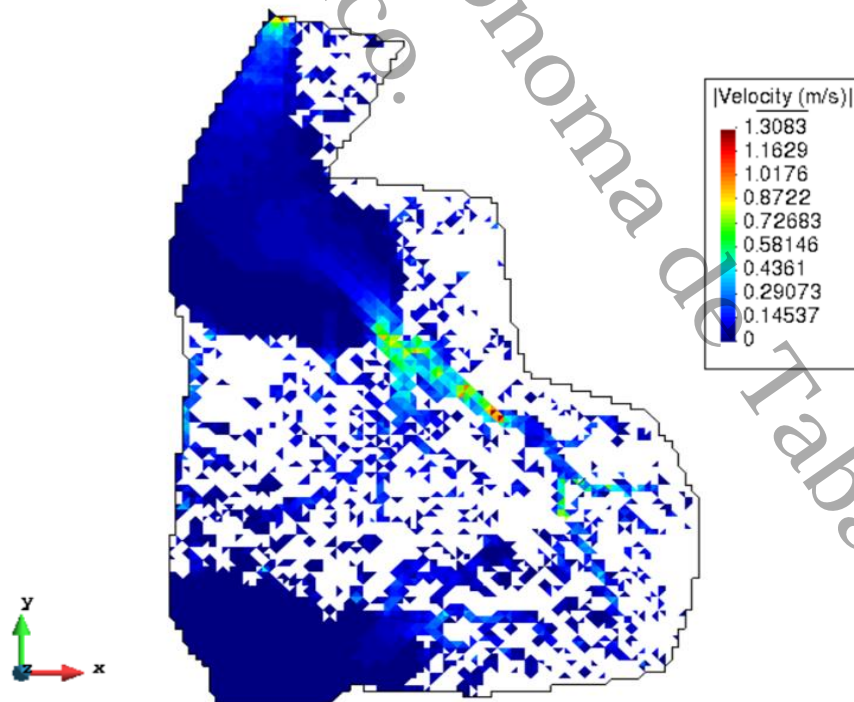


Figura 31. Distribución de las áreas coloreadas con mayor potencial hídrico.

9.4 ANÁLISIS MINERALÓGICO

9.4.1 Petrografía

Se realizó el análisis petrográfico, con el fin de definir las características mineralógicas y texturales de la roca más representativa que aflora en el sitio de estudio. A continuación se describen las principales características petrográficas observadas (**imagen 3-10**).

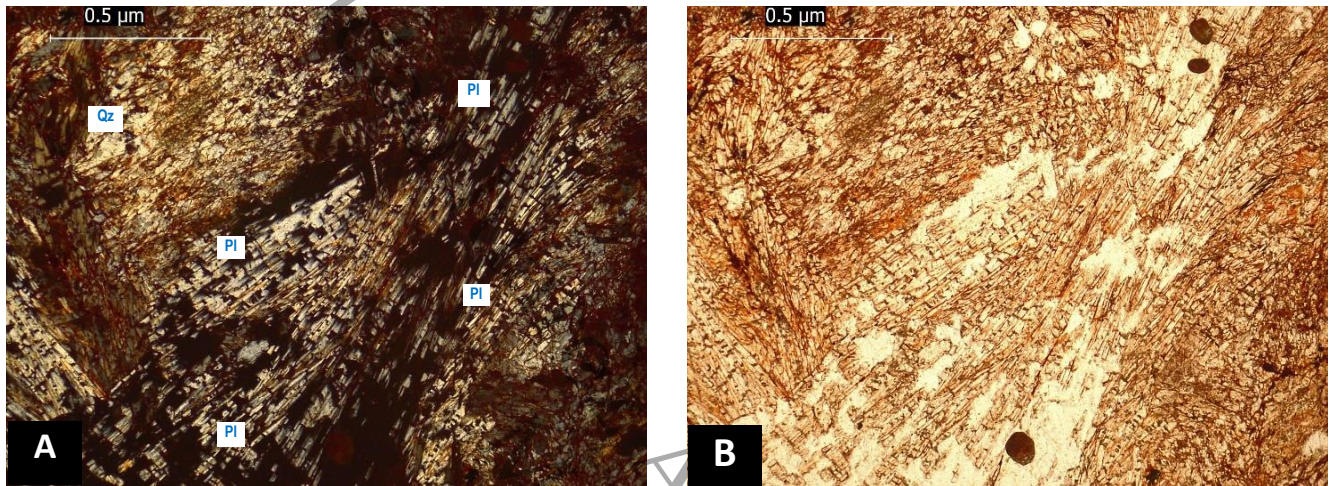


Imagen 3. Fotomicrográficas A) nicoles cruzados, B) nicoles paralelos. Se observa una textura tipo pluma y el desarrollo de minerales de cuarzo (Qz) y plagioclasas con arreglos de textura cruzada y maclas de Carlsbad (Pl), además de la presencia de óxido de hierro debido a la alteración de la roca.

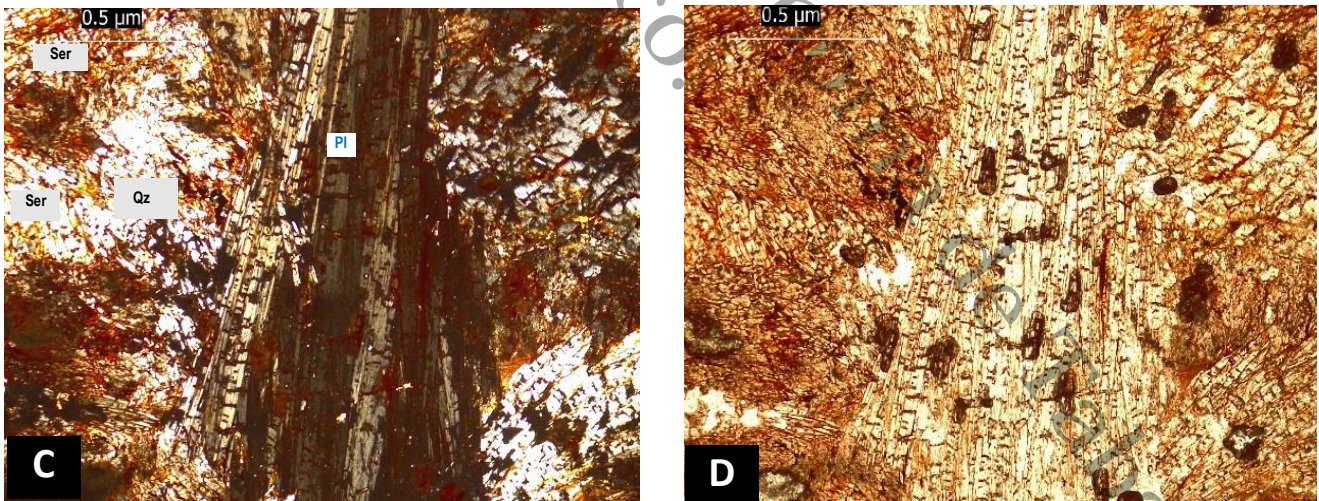


Imagen 4. Fotomicrográficas C) nicoles cruzados. Se observa textura plumosa, con cristales de plagioclasas aciculares o tabulares plumosos (Pl), hay presencia de hierro (color rojizo), sericita (Ser, color amarillo) y cuarzo (Qz). En D) nicoles paralelos se observa bien que los cristales están alargados de manera aciculares y que se van partiendo.

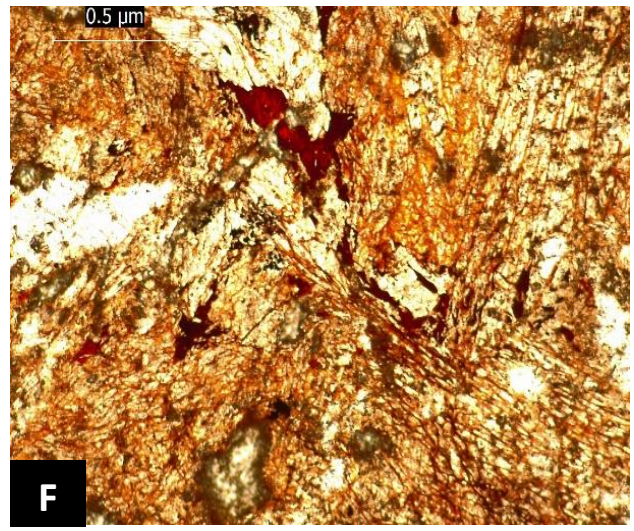
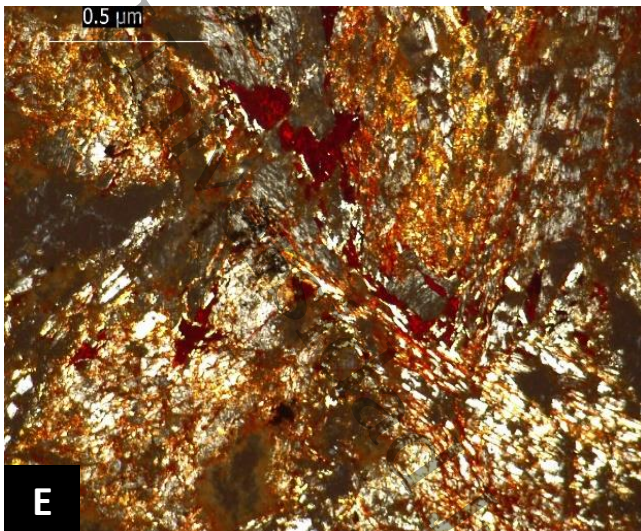


Imagen 5. Fotomicrografías. E) nicoles cruzados, F) nicoles paralelos. Se observa la presencia de óxido de hierro (color rojizo), la muestra tiene forma bastante xenomorfa, es decir, no tiene un buen desarrollo en sus caras.

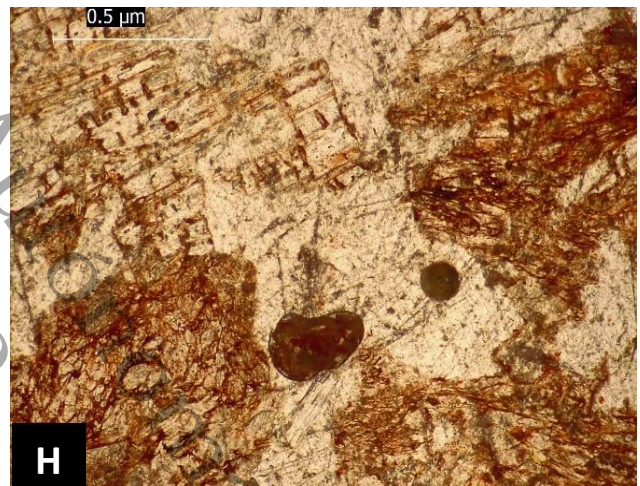


Imagen 6. Fotomicrografías. G) nicoles cruzados, H) nicoles paralelos. Se observa la presencia de plagioclasas tabulares (Pl) con maclas polisintéticas, cuarzo (Qz), sericita (Ser) y óxido de hierro (color rojizo).

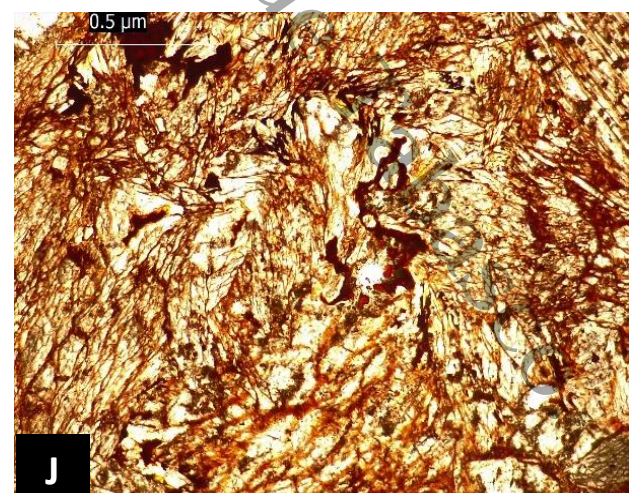
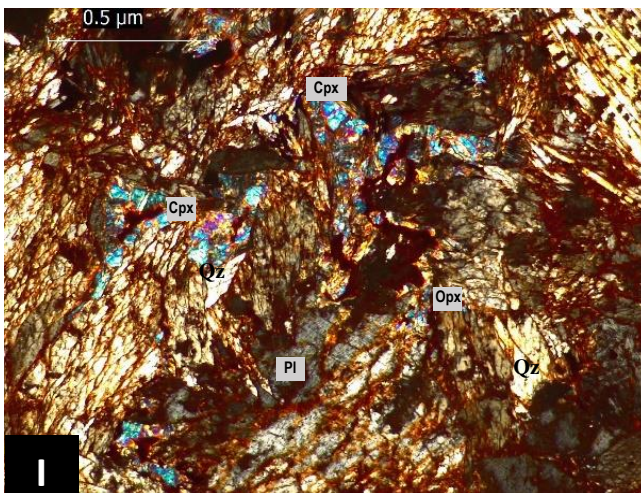


Imagen 7. . Fotomicrografías. I) nicoles cruzados, J) nicoles paralelos. Mineral piroxenos: clinopiroxeno (Cpx, brillante, de colores birrefringentes) y ortopiroxeno (Opx) con intercalación de plagioclasas (Pl), cuarzo (Qz) y presencia de óxido de hierro y fragmentos seritizados.

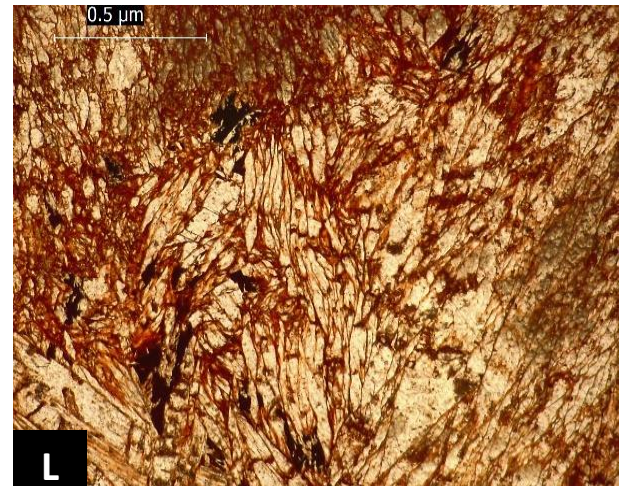
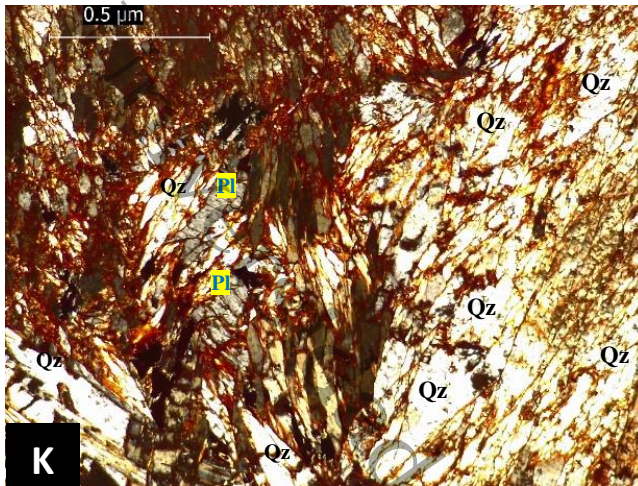


Imagen 8. . Fotomicrografías. K) nicos cruzados, L) nicos paralelos. Se observa la presencia de abundante cuarzo (Qz) y plagioclasas intermedias (Pl).

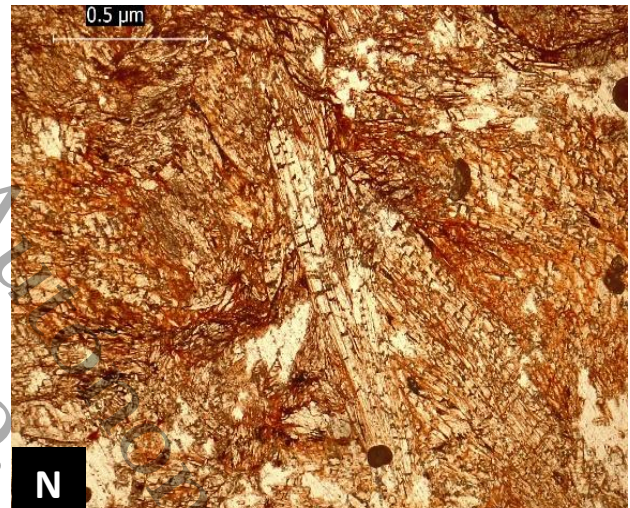
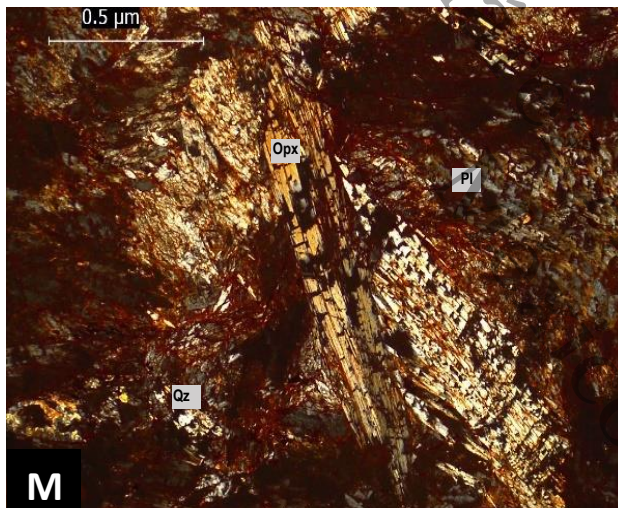


Imagen 9. Fotomicrografías. M) nicos cruzados, N) nicos paralelos. Se observa la intercalación entre plagioclasas (Pl) y ortopiroxenos (Opx), adema de presencia de óxido de hierro y cuarzo (Qz).

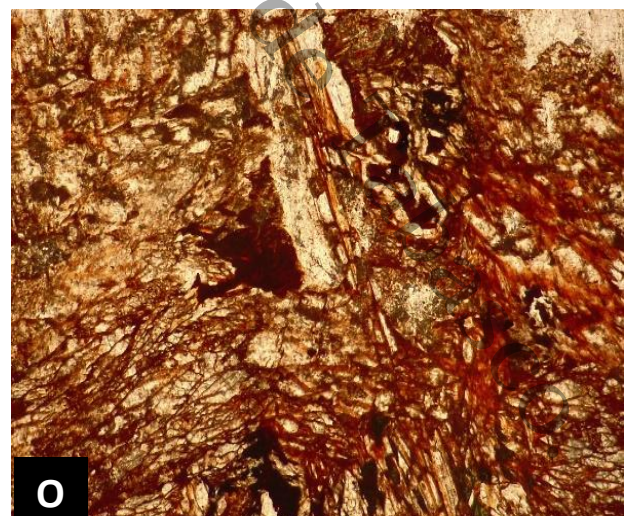
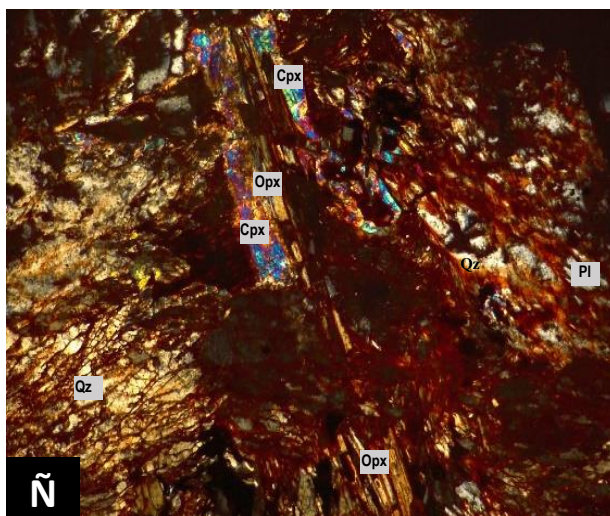


Imagen 10. Fotomicrografías. Ñ) nicos cruzados, O) nicos paralelos. Se observan los piroxenos: ciclopiroxenos (Cpx) y ortopiroxenos (Opx), cuarzo (Qz) y abundante óxido de hierro.

La observación de los rasgos que presenta la roca es la clave para aclarar el tipo y sentido de los procesos por los que ha pasado. De acuerdo al análisis petrográfico, la composición mineralógica observada indica que la roca en estudio pertenece a un gneiss, un gneiss de protolito ígneo, es decir a partir de un granito y no de una roca sedimentaria.

Los gneis tiene una composición química y mineralógica similar a las rocas granitoides, esto es resultado de un metamorfismo fuerte de rocas granitoides y riolitoides o sedimentos arcillosos. Alterna capas delgadas de minerales félsicos más o menos alargados (feldespatos alcalinos, cuarzo) con capas de minerales máficos (micas y menos frecuentemente hornblendas). Por otro lado, el cuarzo muestra a menudo una extinción ondulada pronunciada. La meteorización es parecida a la de los granitos, primero se transforma la hornblenda o la biotita a caolinita, posteriormente los feldespatos a coloides Si/Al, caolinita o gibbsita, y, finalmente sólo quedan agregados de cuarzo (Stoops, 2014)

Por otra parte, la textura deformada tipo pluma, además de minerales principales como el cuarzo, plagioclasas y piroxenos, y como minerales secundarios la sericita y abundante contenido de óxido de hierro que está sobreponiéndose a la mineralogía como resultado de procesos secundarios de la roca, y, que además está asociado al alto grado de alteración, por lo que se indica que existió una inestabilidad y que los cristales buscaron transformarse.

De igual manera la presencia de piroxenos, estos son comunes en muchas rocas volcánicas intrusivas y rocas con un alto grado de metamorfismo, por lo que se indica que se necesitó una alta temperatura para que estos se formarían tal como lo indica la serie de reacción de Bowen que describe el orden de cristalización.

La textura tipo pluma (feathery) está constituida por cristales de cuarzo que presentan individualmente en sus bordes o en su estructura interna, un aspecto plumoso; éste es debido a la yuxtaposición de microzonas, a modo de astillas o esquirlas, integradas por cristallitos de cuarzo modificados por recristalización (Demoustier et al., 1998; Ramayo, 2001). Por su parte, en las fotomicrografías los piroxenos, ortopiroxenos y ciclopiroxenos se presentan intercalados con los cuarzos y plagioclasas, en estos últimos se observa cierto arreglo tabular y de textura cruzada, además están siendo alteradas a sericita.

8

Hay que tener presente que el relieve moderno de Oaxaca está condicionado por su posición en el margen convergente de subducción de la placa oceánica de Cocos en interacción con la continental Norteamericana, y que se formó bajo intensos movimientos neotectónicos, por su parte, la región del Istmo de Tehuantepec se aprecian estructuras plegadas y falladas con desplazamiento lateral izquierdo, como resultado de la influencia de la provincia de transcurrencias de Chiapas (Hernández et al., 2008). Y de acuerdo a la litología, en el estado de Oaxaca afloran rocas ígneas y metamórficas del precámbrico, las cuales son las más antiguas y forman parte del basamento cristalino, consistiendo principalmente por gneisses del precámbrico, cuerpos intrusivos graníticos, anortosíticos, apliticos, rocas ultrabásicas, así como abundantes pegmatitas. Constituidos principalmente por minerales como feldespatos alcalinos, plagioclasas, cuarzo y biotitas (Manjarrez, 1981; García et al., 2004).

Por otra parte, el análisis petrográfico concuerda con lo observado en el análisis de difracción de rayos X (DRX), puesto que la misma muestra de roca anteriormente analizada por petrografía se analizó con DRX, en el espectro se encontró la presencia de cuarzo abundante, cabe recordar que esta técnica nos da principalmente la composición y el contenido en elementos mayoritarios de la muestra analizada, debido a esto se producen intensidades de difracción mayores y la altura de los picos de difracción son relativamente altas (Melgarejo et al., 2010).

9.4.2 Difracción de Rayos X (DRX)

Las muestras analizadas por este método corresponden a la roca anteriormente analizada por petrografía, esto con el fin de comparar el mismo contenido mineralógico, además, se analizaron muestras del suelo como la del vertedero (P1) y puntos dentro de la parcela (P12, P13).

Para el caso de la muestra de roca gneis analizada, se identificó principalmente la fase mineral de cuarzo (SiO_2), esto coincide con lo observado en petrografía, puesto que este es el principal y más abundante mineral perteneciente a la roca de protolito ígneo (ortognéis) (gráfico 8).

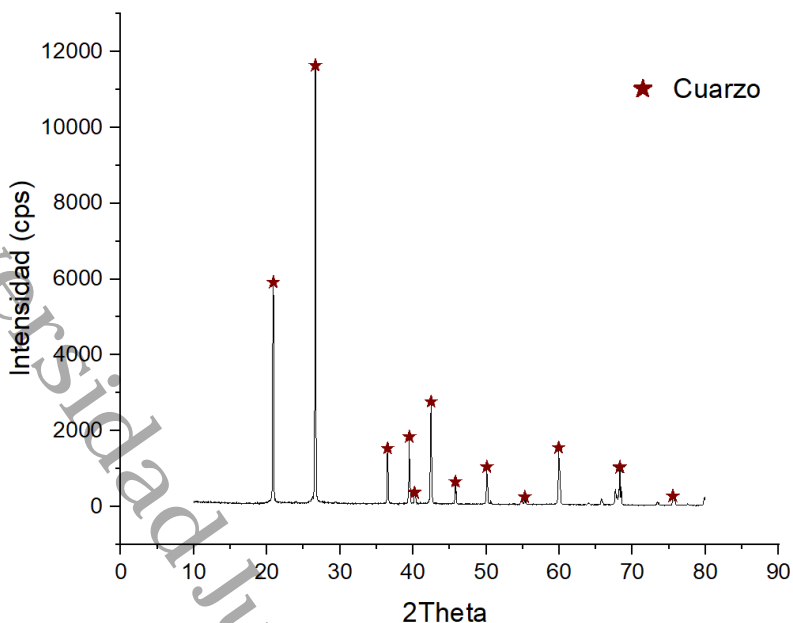


Gráfico 8. Diffractograma de la muestra de roca gneis.

Por otro lado, en los difractogramas de la muestra correspondiente al vertedero se observó las principales fases minerales como el cuarzo, caolinita y la microclina (**gráfico 9**). Lo mismo ocurrió en las muestras analizadas de la parcela, para el punto 12 (**gráfico 10**) y el punto 13 (**gráfico 11**), en los cuales se identificó las fases minerales de cuarzo, caolinita, albita, microclina y oxido de aluminosilicatos.

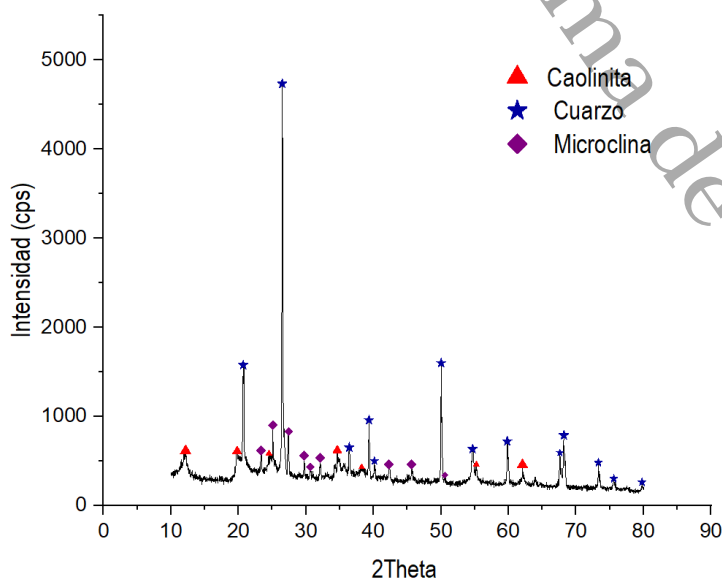


Gráfico 9. Diffractograma de la muestra de suelo del vertedero.

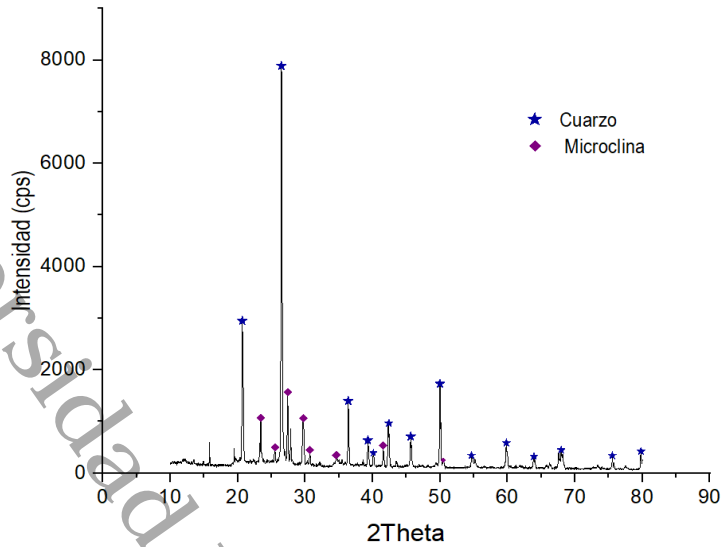


Gráfico 10. Difractograma de la muestra de suelo de punto 12 ubicado dentro de la parcela.

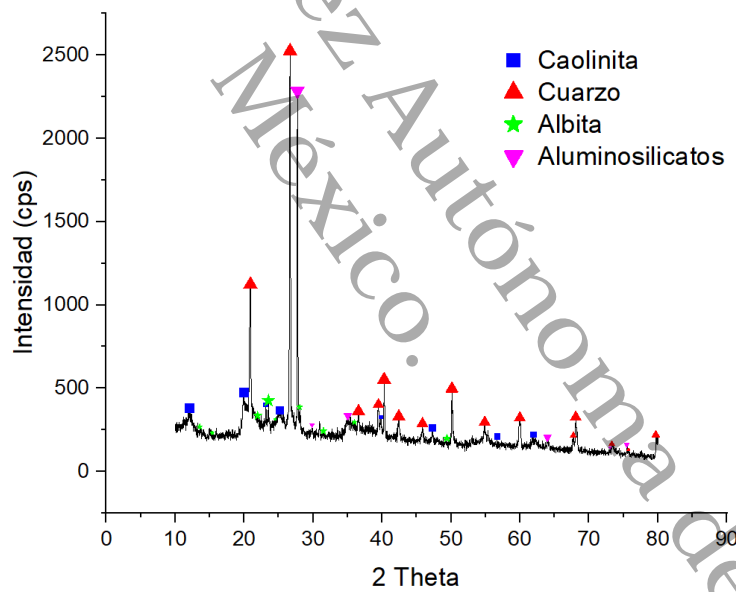


Gráfico 11. Difractograma de la muestra de suelo del punto 13 ubicado dentro de la parcela.

Continuando con la discusión, los minerales de la arcilla comunes en el suelo, como producto de la meteorización y formación del mismo, se pueden subdividir en cuatro grupos: caolín (caolinita, halloysita, dickita, nacrita), esmectita (montmorillonita, nontronita), illita (mica-vermiculita) y cloritas, así mismo se agrupan en arcillas tipo 1:1 y tipo 2:1 (Montes, 2012).

La mineralogía básica encontrada de estos suelos (caolinita, albita, cuarzo, microclina, óxidos de aluminosilicatos) indica un alto grado de meteorización y una avanzada evolución pedogenética, por su parte, la **caolinita** es un mineral de arcilla del tipo 1:1 formada por una capa de tetraedros de SiO_4^{4-} sobre la que se sitúa otra capa de octaedros de $AlOH_6^{6-}$, con los vértices compartidos. Al respecto, se puede decir que su CIC es muy baja ($1 - 10 \text{ cmol (+)}/\text{kg}$), y, como respuesta a esto se manifiesta una baja fertilidad de los suelos ricos en caolinita (Acevedo et al., 2004).

Además, la caolinita puede presentar tenacidad y tendencia a fragmentarse en condiciones de baja humedad y en suelos franco arenosos tal como ocurrió en la sabana de Venezuela (Hossne y Américo, 2008).

En el caso del **cuarzo**, este es el mineral más común en rocas metamórficas, ácidas intrusivas y derivadas de sedimentos, como areniscas, esquistos, etc. Raramente se encuentra en rocas volcánicas o en rocas calizas y margas y está casi ausente en rocas magmáticas subsaturadas (por ej. basaltos, gabros) y rocas máficas y ultramáficas. Es el mineral más frecuente de la fracción gruesa de la mayoría de suelos y prácticamente el único mineral principal que permanece en suelos fuertemente meteorizados (Stoops, 2014).

Otro de los minerales presentes en las arcillas son los feldespatos, constituyentes de rocas magmáticas cristalinas, rocas metamórficas granulares gruesas y algunos sedimentos. Químicamente se dividen en tres grupos, potásicos como la ortoclasa y microclina; calcosódicos como la albita y anortita; bóricos como la hialofana y celsiana, estos minerales presentan plasticidad muy baja. **Generalmente los feldespatos potásicos se forman gracias a la combinación de una temperatura elevada del magma y una velocidad de enfriamiento baja.**

Por su parte, la **microclina** $K\{AlSi_3O_8\}$ está presente especialmente en pegmatitas y algunas rocas metamórficas, cuando se enfría, se origina una exsolución formando albita laminada en ortoclasa (pertita) u ortoclasa laminada en albita (antipertita) por productos de meteorización (Bernal et al., 2003; Stoops, 2014). **Tanto la microclina como la ortoclasa son frecuentes en la fracción**

arena y limo de muchos suelos de meteorización baja o media y constituyen una fuente de potasio importante, aunque no tanto como las micas.

Mientras que la **albita** ($NaAlSi_3O_8$) es un mineral del grupo de los silicatos, de igual manera perteneciente al subgrupo tectosilicatos y dentro de ellos perteneciente a los feldespatos denominados plagioclasas. Es un aluminosilicato de sodio, que puede llevar calcio o potasio sustituyendo al sodio en la red cristalina, pero por definición de albita debe tener mucho más sodio (más de 90%) que calcio y potasio juntos (menos de 10%). Suele aparecer en muchos suelos de zonas templadas, en condiciones bastante similares de ocurrencia de los feldespatos potásicos, y su velocidad de alteración es lenta

Conforme a esto, a medida que la intensidad de la meteorización y el tiempo transcurrido se incrementan disminuyen las variedades cálcicas a favor de las albiticas. Al ser una importante fuente de nutrientes la presencia o ausencia de plagioclasa en la roca parental diferencia un suelo productivo de uno no productivo (Ibañez et al., 2011).

Por último, si bien es cierto que en el sitio se presenta una moderada acidez en el suelo, este proceso de acidificación pudiese estar asociado principalmente a la dinámica del Al, puesto que, el Al es uno de los elementos más abundantes de la naturaleza. Para tal efecto, en el proceso de meteorización es removido de los minerales primarios y precipitado/cristalizado como minerales secundarios, principalmente como **aluminosilicatos** (Pellegrini et al., 2016).

Los silicatos y en especial los aluminosilicatos son un reflejo de la abundancia en la corteza terrestre de oxígeno, aluminio y silicio, en los aluminosilicatos un átomo de silicio es sustituido por uno de aluminio. Por consiguiente, en la muestra de suelo del punto 13 se determinó la presencia de óxidos de aluminosilicatos, esta muestra de suelo se encuentra dentro de la parcela, de acuerdo a las descripciones en campo se observó una coloración rojiza, que desde un principio fue asociado a la presencia de Al y Mn.

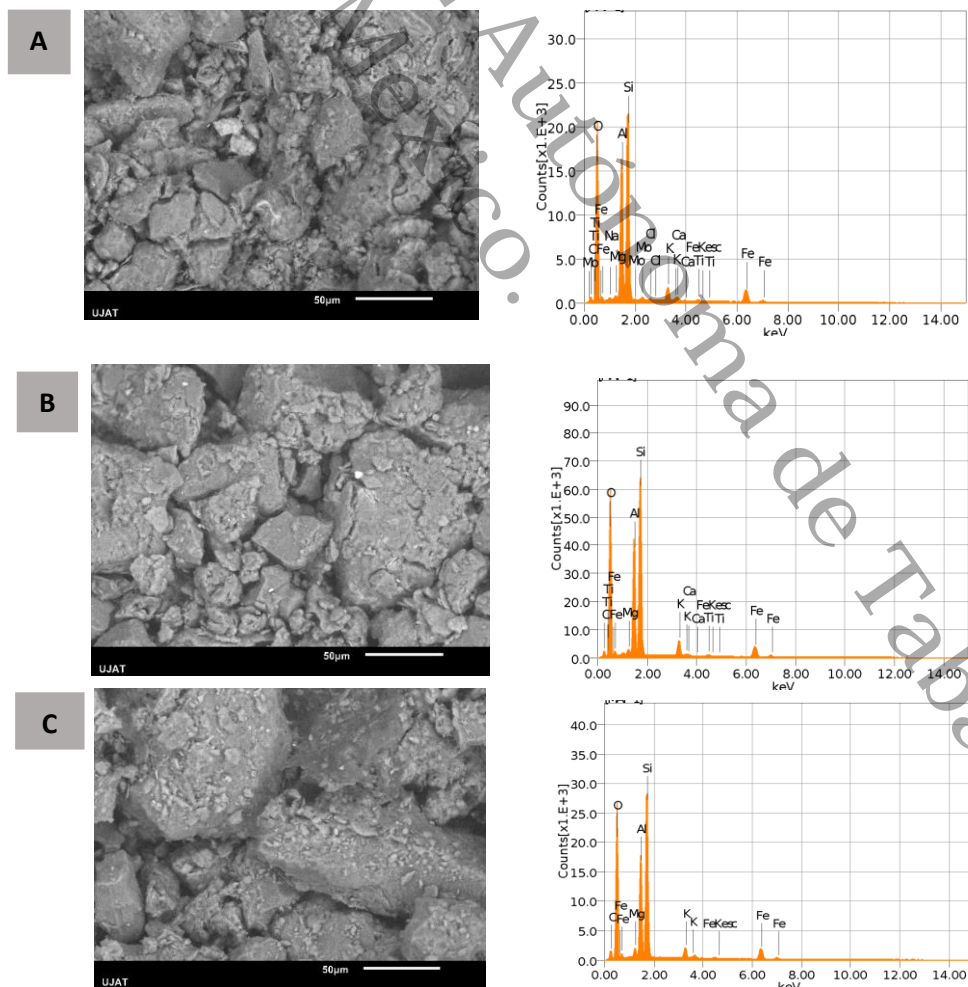
Indico así mismo que el área de estudio corresponde a suelos tipo Cambisol Eutrítico, los cuales son suelos con al menos un principio de diferenciación evidente, entre horizontes del subsuelo, por cambios en la estructura, color, contenido de arcilla o contenido de carbonato (FAO, 2014). Además, concuerda

con que este tipo de suelos se encuentran en lomeríos y premontañas, con textura franco arenosa y areno franco, coloración parduzca, semejante a lo reportado por [Vazquez y Rodriguez \(2018\)](#); [Sanchez et al., \(2012\)](#).

9.5 DETERMINACION DE METALES EN SUELOS

9.5.1 Microscopia electrónica de barrido con detector de energías dispersivas (SEM-EDS)

Como parte de los resultados, se obtuvo una imagen de referencia de cada punto analizado en escala de grises, además de que se obtuvieron imágenes de contraste atómico, es decir, imágenes de colores que representan la distribución de cada elemento presente en la muestra, conforme a lo último se presenta el espectro de los principales elementos detectados con mayor porcentaje en cada muestra analizada (**Imagen 11**).



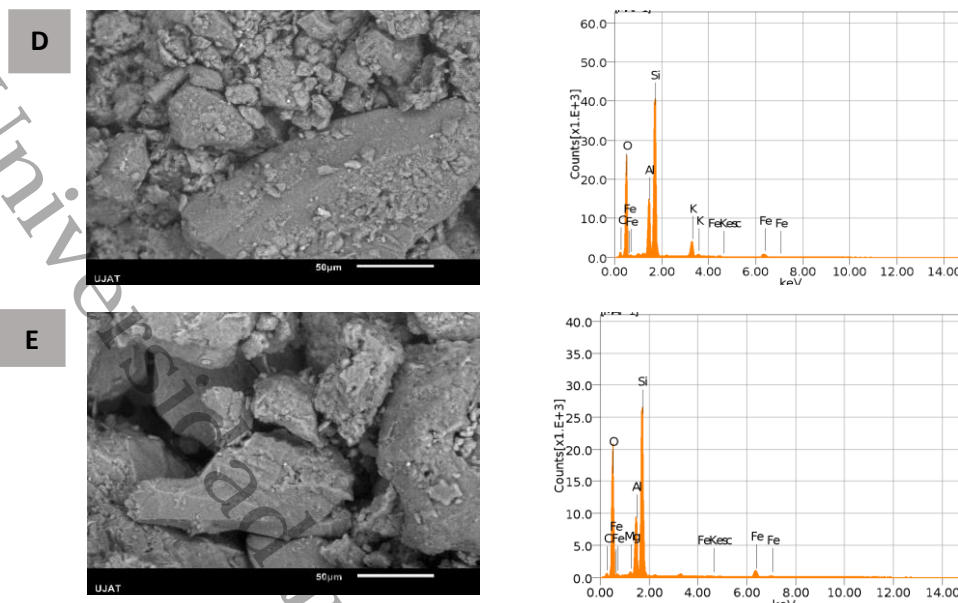


Imagen 11. . Microscopía electrónica de barrido. A y B) microfotografías de los tiraderos 1 y 2 respectivamente, presentan partículas con fracciones muy finas (0.06 mm) y partículas de fracción muy gruesa (0.06 mm), muestran granos angulosos y el espaciamiento entre granos es escaso. C) microfotografía del punto cercano a los vertederos (punto 3), con granos angulosos. D y E microfotografías de los puntos dentro del área de la parcela (puntos 12 y 13), se observan partículas fracciones muy finas (0.06 mm) y partículas de fracción muy gruesa (0.06 mm), los granos son angulosos y espaciamiento entre granos es mayor en E que en D. Los espectros a lado de cada muestra indican de los elementos detectados en cada una de ellas.

Por otra parte, una característica esencial para la interpretación de las propiedades físicas y químicas de los suelos es la distribución de tamaños de partículas, puesto que son indicadores del grado del movimiento del agua, erosión, manejo del suelo, adsorción de nutrientes, agroquímicos y contaminantes (Kraemer et al., 2016). Siendo la intemperie intensa y los diferentes procesos pedogenéticos los causantes de los cambios en el tamaño de las partículas, la mineralogía y la química (Demattê y Terra, 2014).

A esta escala, obtener los parámetros y propiedades físicas de las imágenes obtenidas del análisis se dificulta por la complejidad de las conexiones entre poros y a su escala micrométrica y nanométrica (Blunt et al., 2013). Por lo cual se necesitan técnicas digitalización de imágenes en dos (2D) y tres dimensiones (3D) y de modelos de flujo a escala de poros, para estimar y cuantificar propiedades como la porosidad, volúmenes, áreas superficiales, permeabilidad heterogeneidad del espacio poroso y de su mineralogía (Hyaluoma et al., 2012; Mejía y Gutiérrez, 2014).

Respecto a los resultados anteriores, se realizó una comparación de los elementos presentes entre los tiraderos y el punto aledaño a ellos, por tanto, se tiene que los tiraderos presentan en mayor porcentaje en masa de los elementos de O, Si, Al, C, Fe, K y en menor porcentaje están presentes el Mg, Ca y Ti, a excepción del Mo, Na y Cl que solo está presente en el primer tiradero. Por otro lado, en el punto 3 que está muy aledaño a ellos solo se presentan en mayor porcentaje los elementos de O, Si, Al, C y Fe, en cambio se encuentra en menor porcentaje el K, Mg y Ca, en contraste, es evidente que se presenta la ausencia de Na, Cl, Ti y Mo (**Gráfico 12**).

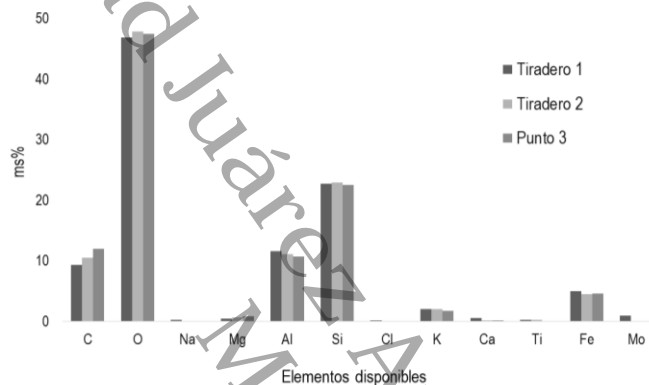


Gráfico 12. Distribución en porcentaje de los elementos presentes en las muestras analizadas por SEM-EDS.

Ahora, se realizó una comparación entre el punto aledaño a los tiraderos (P3) y los puntos que se encuentran dentro de la parcela (P12, P13), de manera general se presentan en mayor porcentaje en masa los elementos de O, Si, Al, C, y Fe, mientras que en menor porcentaje Mg, K y Ca, se observa que el punto 3 es muy similar al punto 13 a excepción de que los elementos de K y Ca no se encuentran disponibles en el punto 13 (**Gráfico 13**).

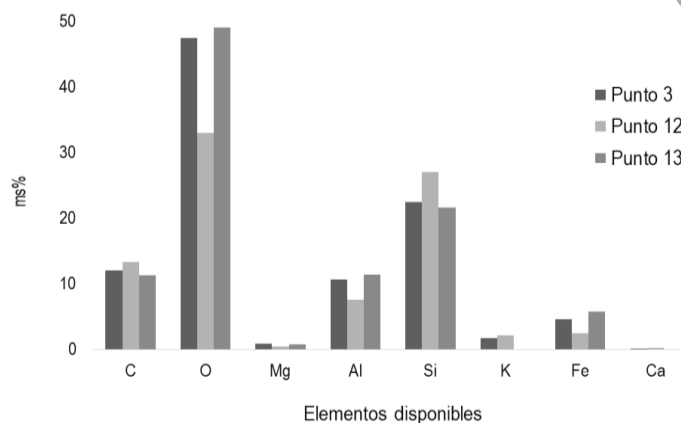


Gráfico 13. Distribución en porcentaje de los elementos presentes en las muestras analizadas por SEM-EDS.

Siguiendo con el análisis, en el gráfico 12, la presencia de titanio (Ti), cloro (Cl) y sodio (Na) fueron notables solo en el tiradero 1, el cual corresponde a una celda de confinamiento e incineración, las cenizas generadas en este proceso de los diferentes residuos favorecen a la presencia de los metales tóxicos, su volatilización y contaminación del aire (Mugica et al., 2003).

En el caso del Ti este es utilizado en cosméticos, alimentos, pinturas y procesos de tratamiento de agua residuales, y, en su forma de nanopartículas de dióxido de titanio (TiO_2) son clasificadas como carcinógeno potencial por inhalación, además se considera un contaminante ya que afectaría directamente a las plantas y animales (Valles et al., 2020). En este caso los cultivos del sitio se verían afectados si se utilizaran los lodos como enmiendas en los suelos, ya que se podría absorber por las raíces de las plantas, comprometiendo sus funcionalidades y por ende arriesgar la salud de las personas al consumir el producto cosechado.

Por otro lado, el Cl se encuentra en los suelos bajo la forma del ión cloruro, el cual está asociado a distintos cationes como sodio, potasio, calcio y magnesio, procedentes de la meteorización de las rocas, aguas de riego y fertilización mineral, además, altas cantidades se podrían encontrar en suelos cercanos a los mares y océanos con un nivel freático bajo; y aquellos tratados con aguas con alto contenido en cloruro y poco drenaje (Luna et al., 2013). En los vertederos, está la poca pero significativa presencia de los cloruros y el sodio (Na), esto podría estar asociado a la sal de cocina presente en los condimentos que han sido depositado en los residuos de cocina, pero son fácilmente solubles; posteriormente se hacen presentes otros aniones más vinculados a la descomposición de la materia orgánica (Pastor y Hernández, 2009).

El Molibdeno (Mo) en concentraciones bajas (<5 mg/kg) es fundamental tanto para plantas como para animales, se encuentra en minerales como la molibdenita, wulfenita, ferrimolibdato, jordisita y powellita. Sin embargo, la adsorción de molibdeno en la superficie del suelo aumenta ligeramente con la temperatura, el molibdato puede estar ligado a los óxidos de Fe y Al en suelos y sedimentos, este proceso puede determinar la disolución del Mo y, en cierta medida, los óxidos de titanio, ya que pueden adquirir carga positiva a bajas

temperaturas, pero el grado de sorción depende en gran medida del pH y la carga superficial (Xu et al., 2013). Además, se une fuertemente a los ácidos húmicos y fúlvicos, en suelos superficiales con valores de pH ácidos se forman complejos fuertes y se unen a la materia orgánica (Wichard et al., 2009).

De manera general los principales nutrientes vegetales disponibles (Ca, K y Mg) en los suelos están presentes como cationes que equilibran las superficies arcillosas cargadas negativamente, sin embargo los cultivos requieren pequeñas cantidades de micronutrientes para desempeñar su periodo de desarrollo (B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Fe, Se y Zn), pero en altas concentraciones pueden resultar altamente tóxicos, tales como el Cd, Hg, Pb, Sb, Bi, Sn, Tl. Es por eso que los niveles de concentración de metales pesados consideran no sólo el contenido total en suelos, sino también el nivel asimilable por las plantas (Méndez et al., 2009).

En contraste, los metales pesados, y de manera general los elementos traza, están presentes en bajas concentraciones ($mg. Kg^{-1}$) en la corteza, suelos, agua y plantas. Estos pueden ser de origen geogénico (proceden de la roca madre, de actividad volcánica, o de la lixiviación de mineralizaciones) o antropogénico que derivan de residuos peligrosos, procedentes de actividades industriales, minería e industria agrícola, y residuos sólidos urbanos (RSU). Sin embargo, la toxicidad de estos elementos va depender de la concentración y biodisponibilidad presente, especiación y de parámetros geoedáficos como el pH, MO, carbonatos y minerales arcillosos (Galán y Romero, 2008).

Cabe mencionar que de manera natural los procesos de meteorización, deposición, sedimentación y erosión influyen en la concentración de los metales, sin embargo el pH y la MO son las medidas que más influyentes en la retención del metal, no olvidando la capacidad de intercambio catiónico y tipo de arcillas, ya que estas últimas ofrecen una alta afinidad para la adsorción de metales (Pils et al., 2004; Kaoser et al., 2000). En trabajos llevados a cabo, se observó que la capa de arcilla ubicada debajo de sitios de rellenos sanitarios ofrece una barrera efectiva a la migración de contaminantes lixiviados (Frascari et al., 2004).

La disposición de los metales pesados en el suelo puede ser a través de la movilización a las aguas superficiales o subterráneas, transferencia a la

atmósfera por volatilización, absorción por las plantas e incorporación a las cadenas tróficas, retención de metales pesados en el suelo de distintas maneras: disueltos o fijados, retenidos por adsorción, complejación y precipitación (Navarro et al., 2007).

En otros estudios, se ha observado que cuando el suelo está en condiciones ácidas del suelo favorecen la movilidad de los metales, además, la adición de enmiendas como abonos y los composts aumentan el pH del suelo, lo que reduce la disponibilidad de metales, mientras que, en condiciones alcalinas pueden precipitar elementos disueltos en los lixiviados durante la fase ácida (calcio, hierro, manganeso, metales pesados u otros contaminantes) en forma de sulfuros, hidróxidos y carbonatos, disminuyendo sus concentraciones en solución (Gadepalle et al., 2007).

En los vertederos las características y filtración de los lixiviados variaran, puesto que esto dependerá del tipo de basura o residuo depositada, el grado de precipitación en el sitio de disposición y el tipo de suelo existente, es por eso que los principales contaminantes del suelo y aguas subterráneas provienen de los metales pesados, presentes en los lixiviados, siendo los más solubles los que son más móviles en el agua y que a su vez estos pueden estar disponibles en forma de iones libres e intercambiables y como complejos orgánicos e inorgánicos (cloruros, sulfatos, nitratos y carbonatos), además de que pueden precipitarse mediante óxidos de Fe, Al, y Mn (Kaoser et al., 2000).

Es importante analizar la concentración y disponibilidad en la que están los metales pesados y trazas, ya que a grandes concentraciones ponen en riesgo a los ecosistemas y a la salud de las personas, pues estos pueden filtrarse a las aguas superficiales y subterráneas, además de ingresar en la cadena alimenticia y plantas que posteriormente son consumidas por la población humana. Por consiguiente, unos de los factores que determinarán la evolución de la contaminación sobre las aguas subterráneas, será principalmente, la profundidad del nivel freático, la permeabilidad del suelo y la zona insaturada, además de la infiltración efectiva, la humedad y la ausencia de un sistema de drenaje de lixiviados (Chofqi et al., 2004).

En general, la movilidad y disponibilidad de metales pesados en suelos agrícolas está determinada por el pH, la materia orgánica, los óxidos de Fe y Mn y el contenido de arcilla (Alloway, 2013).

La zona de estudio corresponde a una zona agrícola, en donde los principales contaminantes de los suelos se encuentra relacionada con la aplicación de fertilizantes, entre los que se encuentran los nitratos de amonio (NH_4NO_3) y de sodio ($NaNO_3$), la urea ($(NH_2)_2CO$), fosfato de amonio y polifosfatos amónicos, los cuales aportan al suelo los nutrientes básicos para el desarrollo de las plantas, sin embargo; a la larga pueden afectar la calidad del agua superficial o subterránea. En el contexto de los vertederos, para reducir los riesgos de contaminación de las aguas subterráneas, es necesario establecer un sistema de recolección, drenaje y tratamiento de los lixiviados del relleno o colocar una superficie impermeable en el sitio del relleno, con el fin de limitar la infiltración de los lixiviados.

9.5.2 Espectrometría de absorción atómica (AA) en suelos.

En la **tabla 12** se presentan categóricamente los elementos existentes en las muestras de suelo, en el cual los primeros son considerados como macronutrientes, micronutrientes (K, Ca, Na, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn) y seguidamente los elementos que aunque están en bajas concentraciones pueden llegar a ser tóxicos, estos son mejor conocidos como metales pesados (Cd, Cr, Ni, Pb, V y Ba).

De las 5 muestras de suelo elegidas por ser las de mayor interés y las más representativas de la zona se detectaron 13 elementos presentes (K, Ca, Na, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn, Cr, Ni, Pb y Ba) de los 14 analizados, debido a que el Cd estuvo por debajo del límite de detección del equipo de Absorción Atómica por Flama ($LD = 0.0014 \text{ mg.kg}^{-1}$) algo similar paso con el Pb pues este en algunos puntos no se logró detectar ($LD = 0.0087 \text{ mg.kg}^{-1}$).

De acuerdo a los valores obtenidos se realizó una comparación entre las normas que establecen los límites de máximos permisibles de las concentraciones de los diferentes elementos presentes en el suelo.



La NOM-147-SEMARNAT/SSA-2004 la cual regula las concentraciones de los metales para posteriormente establecer un tipo de remediación (**tabla 13**), por otro lado la NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos también determina los límites máximos permisibles de micronutrientes y los valores sugeridos de los elementos tóxicos en el suelo (**tabla 14**), mientras que la NOM-004-SEMARNAT-2002 establece las especificaciones y los límites máximos permisibles de contaminantes en los lodos y biosólidos provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, con el fin de posibilitar su aprovechamiento o disposición final y proteger al medio ambiente y la salud humana (**tabla 15**).

Tabla 12. Concentración de macronutrientes, micronutrientes y metales pesados de las diferentes zonas de estudio

Muestras	Macronutrientes				Micronutrientes					Metales pesados				
	K	Ca	Mg	Na	Fe	Cu	Mn	Zn	V	Ba	Ni	Pb	Cr	Cd
	mg·kg⁻¹													
P1	1663.563	908.983	386.306	1025.833	11352.183	10.042	77.292	14.983	33.725	65.625	1.167	4.729	30.083	<LD
P2	533.146	139.983	390.889	539.583	5898.017	7.042	130.708	19.733	22.517	82.458	3.417	2.604	8.167	<LD
P3	333.920	289.352	525.382	167.469	5954.043	6.790	100.190	13.356	22.304	74.695	8.123	<LD	29.328	<LD
P12	230.153	228.150	168.323	215.361	1836.146	1.333	14.995	5.523	16.303	53.583	<LD	<LD	<LD	<LD
P13	158.532	253.517	292.095	415.941	11138.590	5.082	46.576	6.899	26.887	78.528	25.745	<LD	64.072	<LD

NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004		
CONTAMINANTES	USO AGRICOLA mg·kg ⁻¹	USO INDUSTRIAL mg·kg ⁻¹
Arsénico	22	260
Bario	5400	67000
Berilio	150	1900
Cadmio	37	450
Cromo hexavalente	280	510
Mercurio	23	310
Niquel	1600	20000
Plata	390	5100
Plomo	400	800
Selenio	390	5100
Talio	5.2	67
Vanadio	78	1000

Tabla 13. Concentraciones de referencia totales por tipo de uso de suelo (SEMARNAT, 2004).

Micronutrientes mg·kg ⁻¹				
Clase	Fe	Cu	Zn	Mn
Deficiente	<2.5	<0.2	<0.5	<1.0
Marginal	2.5 - 4.5		0.5 - 1.0	
Adecuado	>4.5	>0.2	>1.0	>1.0

Elementos tóxicos mg·kg ⁻¹			
Clase	Cd	Pb	Ni
Normal	0.35	35	50
Peligroso	3-5	100 - 300	100

Tabla 14. Clasificación de micronutrientes y elementos tóxicos (SEMARNAT, 2000).

NOM-004-SEMARNAT-2002		
Contaminante (determinado en forma total)	Excelentes (mg kg-1 en base seca)	Buenos (mg kg-1 en base seca)
Arsenico	41	75
Cadmio	39	85
Cromo	1200	3000
Cobre	1500	4300
Plomo	300	840
Mercurio	17	57
Niquel	420	420
Zinc	2800	7500

Tabla 15. Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos (SEMARNAT, 2002).

- **Macronutrientes**

Continuando con el análisis, en el **grafico 14** y de acuerdo con los valores de la tabla anterior de concentraciones totales de los macronutrientes (K, Ca, Na, Mg) en $mg.kg^{-1}$ de los puntos muestreado, se observa que para el tiradero P1 el orden de concentración es de $K > Na > Ca > Mg$, en el tiradero P2 un orden de concentración $Na > K > Mg > Ca$ y en el punto P3 el cual es el punto aledaño a ellos el orden de concentración es de $Mg > K > Ca > Na$, mientras que en los puntos P12 y P13 que están dentro de la parcela el orden de concentración es de $Na > Mg > Ca > K$.

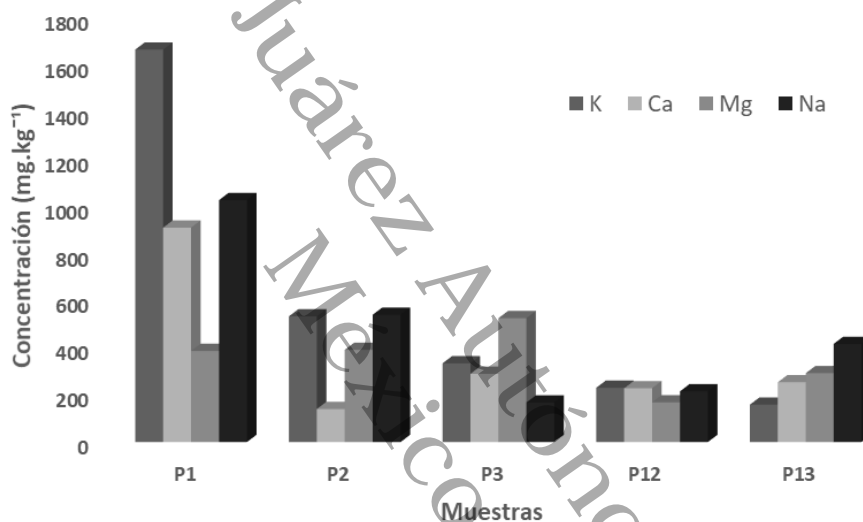


Grafico 14. Concentración total de macronutrientes

Se observa que en los vertederos (P1 y P2) los cationes más abundantes son el ion potasio (K) y esto se asocia a la naturaleza orgánica de las basuras domésticas que allí se depositan, también la mayor cantidad de potasio en nuestros suelos pueden derivarse a cenizas volcánicas, que, aunque en si no existen volcanes activos dentro del estado de Oaxaca, hay reportes históricos de caída de cenizas como resultado de la erupción de dos volcanes localizados en el sur de México, el San Martín Tuxtla en el estado de Veracruz hizo erupción en 1793, de acuerdo a testigos de la época, alcanzó la ciudad de Oaxaca, otro es el volcán Chichón en el estado de Chiapas con erupción violenta en 1982 (Espíndola et al., 2010).

Dentro de los macronutrientes fundamentales disponibles en el suelo y requeridos en altas cantidades están el nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), azufre (S), calcio (Ca) y magnesio (Mg) los cuales deben encontrarse en solución y ser capaz de llegar a la superficie de la raíz para ser absorbidos en forma iónica (Flores et al., 2020).

Empezando con el **nitrógeno (N)**, el cual es un nutriente limitante para el crecimiento de las plantas, en forma natural este proviene de la materia orgánica degradada (mineralización) y del aire que es fijado por microorganismos (Cofie et al., 2010). La forma en que se encuentra disponible el nitrógeno inorgánico es en forma de nitrato, disuelto en la solución del suelo, por su carga negativa el poder de adsorción de los suelos es muy bajo por lo que las sales de nitrato son muy solubles y aumentan las posibilidades que se produzcan lixiviaciones del anión. Otra de las formas en que es absorbido es como ión amonio (NH_4^+), gran parte de este ión esta adsorbido sobre las superficies de las arcillas, esta fracción predomina en suelos con falta de oxígeno (Mattar y Pizarro, 2007).

Los suelos de regiones áridas y semiáridas, además de la escasa cobertura vegetal provocan que la mineralización de nitrógeno no cuente con las condiciones ideales debido a las altas temperatura, la humedad variable e impredecible y los tipos de especies de plantas presentes (Celaya y Castellanos, 2011). Es por eso que se recurre al uso de fertilizantes nitrogenados, los cuales se han convertido en uno de los principales promotores del aumento en el rendimiento en la agricultura actual, por lo que su utilización implica riesgos de contaminación ambiental, por la lixiviación del N no absorbido hacia aguas subterráneas, además, su aplicación excesiva puede conllevar a la degradación de la calidad del suelo por salinidad (ensalitramiento) y un incremento infructuoso en los costos de producción (Cárdenas et al., 2004).

Como segundo elemento (después del nitrógeno) más significativo para el crecimiento de las plantas se encuentra el **fósforo (P)**, del cual depende la producción de los cultivos y su calidad, su deficiencia en el suelo está asociada a su baja movilidad al ser altamente fijado o precipitado por los minerales que lo constituyen (Alamgir et al., 2012).

6

En suelos alcalinos precipita en forma de fosfatos de calcio, mientras que en suelos ácidos lo hace como fosfato de hierro (strengita) o de aluminio (variscita). Además el ión fosfato es adsorbido por diversos componentes del suelo, en particular óxidos y oxihidróxidos de hierro y aluminio y aluminosilicatos no cristalinos (alofanos), así, su máxima disponibilidad y movilidad del fósforo tiene lugar en pH próximo a 6,5 (Fernández, 2011).

En el suelo el P proviene de los fosfatos solubles en el suelo y de la materia orgánica mineralizada, para ser asimilado tiene que encontrarse en forma inorgánica como iones fosfatos. Principalmente, las plantas absorben el P de suelo en forma de ortofosfato primario (HPO_4^-) y secundario HPO_4^{2-} ; en suelos con pH superior a 7.2 (básicos) el HPO_4^{2-} es la forma predominante, mientras que por debajo (ácidos) lo es el HPO_4^- (Navarro, 2000; Mattar y Pizarro, 2007; INTAGRI, 2018), al igual que el potasio se retienen firmemente en el complejo mineral de suelo, pero la absorción por parte de las plantas se puede ver obstaculizada por exceso del elemento calcio (INPOFOS, 2000).

Por ende, el fósforo es un elemento escaso en muchas rocas que son materiales originales de suelos, de modo que la deficiencia de fósforo es muy común en los suelos, actualmente la agricultura depende del P derivado de roca fosfórica, la cual es la materia prima para la producción industrial de fertilizantes fosfatados solubles, pero también se ha usado como una fuente de fósforo de aplicación directa en la agricultura, además, este es un recurso no renovable y cuyas reservas mundiales actuales podrían agotarse en 50-100 años (Cordel et al., 2009; Dawson y Hilton, 2011; INTAGRI, 2017).

Los fertilizantes fosforados pueden contener cadmio (Cd) debido a que la principal materia prima de éstos es la roca fosfórica, constituida principalmente por apatita, que, además de P, contiene Cd en cantidades que varían entre 8 y 500 mg.kg⁻¹ y al utilizarlos pueden entrar en las cadenas tróficas y quedar una parte importante de este metal disponible para las plantas, por tal motivo, se necesita la selección y la utilización de estrategias de manejo (Bonomelli et al., 2003).

En cambio el **potasio (K)** de la solución de suelo proviene de la meteorización de los minerales, de la mineralización de los residuos orgánicos, está

4 inmediatamente disponible y puede ser absorbido por las plantas en forma iónica K^+ , además, es un elemento muy móvil en la planta y se mueve libremente de los tejidos viejos hacia los puntos de crecimiento de raíces, es tomado antes que el N y el P, las plantas en crecimiento rápidamente extraen el K de la solución del suelo, pero a medida que el K es absorbido y extraído, su concentración es renovada y restituida inmediatamente (Mattar y Pizarro, 2007).

El K^+ estará disponible de acuerdo a la actividad y relación con otros cationes en la solución (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{2+} , Na), finalmente, el K podrá fijarse en la intercapa, absorbido por complejo de intercambio, además, la escasa movilidad del K en el suelo permite que pueda ser redistribuido en el perfil por absorción y reciclado por las plantas y microorganismos, puede retornar desde el follaje a la solución del suelo y en regiones muy húmedas puede perderse por lavado (Correndo et al., 2011; Hernández et al., 2010).

El K no forma compuestos orgánicos, solo existe en el suelo en formas inorgánicas (Johnston et al., 2001). En este caso lo podemos encontrar de un 90-98% en forma mineral en la estructura de minerales primarios como en feldspatos (microclina y ortoclasa) y en micas (moscovita y biotita), además entre 1-10% de K no intercambiable lo encontraremos en la intercapa de minerales secundarios (arcillas tipo micas, vermiculita, clorita) y son la reserva más inmediata de K para las plantas. El 0.1-2% del K intercambiable es retenido por atracción electrostática, en solución el K disponible para las plantas se encuentra como ion K^{+2} , la concentración será de acuerdo a la absorción de los cultivos y dilución de la solución (evaporación y lluvias) (Hernández et al., 2010).

86 Un factor influyente en la producción de los cultivos, frente a la deficiencia natural de este nutriente es la predominancia de minerales de arcilla 1:1, principalmente caolinita, óxidos e hidróxidos de Fe y Al y pequeñas cantidades de minerales potásicos (Novais et al., 2007).

Como menciona Conti (2000), la reserva de K intercambiable y no-intercambiable está en función de la cantidad y calidad de arcillas presentes en el suelo, es decir cuanto más débilmente estén retenidos, más fácilmente serán "intercambiables" y podrán ser liberados a la solución de suelo, y cuando estén fuertemente retenidos entre las capas de arcilla (fijado) se podrán liberar al

separarse las mismas por ensanchamiento y expansión. A partir de lo anterior, se distinguen cuatro grupos de arcillas diferentes con respecto a K.

- Mineral caolinitico (bilaminar 1:1, no se expande)
- Mineral ilítitos (trilaminar 2:1, no se expande)
- Mineral esméctitas (trilaminar 2:1, expandente)
- Minerales arcillosos no cristalino o paracristalino (Alofanos, derivados de cenizas volcanicas)

9

En general, cuanto mayor sea el contenido de arcilla en el suelo más grande será su capacidad para adsorber el K y mayor será su destreza para reponerlo a la solución de suelo cuando éste disminuye en su concentración.

La fuente de potasio que predomina en el suelo a partir de los minerales primarios (micas y feldespatos) libera el potasio en forma intercambiable, no intercambiable y en la solución del suelo, formándose un equilibrio entre estas fracciones. Al adicionar fertilizantes potásicos estos aumentan la fase soluble en agua y se establece un nuevo equilibrio, estos provienen de fuentes de depósitos naturales de sales potásicas y se encuentra en forma de KCl (silvina), KCl y NaCl (silvinita), K_2SO_4 $2MgSO_4$ (langbeinita) y otros, las cuales contienen este nutriente en forma soluble en agua, los más utilizados son el cloruro de potasio, sulfato de potasio, sulfato doble de potasio y magnesio y el nitrato de potasio (Ruiz et al., 2011).

Comparando con el trabajo de Quispe (2018) el cual investigo el estado nutricional (N, P, K) de los suelos en las parcelas de cítricos, sugiere la reposición de nutrientes absorbidos del suelo por el cultivo mediante la aplicación de abonos orgánicos como el estiércol, cobertura, humus, composta, al mismo tiempo mejorar las propiedades físicas y biológicas del suelo. En caso de recurrir a fertilizantes químicos utilizar abono como el sulfato amónico, nitrato amónico y urea, el superfosfato de calcio, o el sulfato de potasio, y colocarlas cerca de las raíces tomando en cuenta que todos los nutrientes muestran cierta movilidad en el suelo se debe considerar los requerimientos nutricionales del cultivo.

93

4

En trabajos de Morales (2020) se evaluó la respuesta del cultivo de aguacate (*Persea americana* Mill) a la aplicación de dos niveles de nitrógeno y potasio por

4

fertiirrigación, se concluyó que los tratamientos con altas dosis de nitrógeno y de potasio tuvieron significancia positiva en el área foliar e índice de verdor mientras que en la altura y diámetro de planta no fueron significativas.

Por consiguiente, los nutrientes K, Ca y Mg no están presentes en la materia orgánica del suelo, su origen está en el material original a partir del cual se formó el suelo, en forma de solución, adsorbidos a la fase sólida orgánica e inorgánica, fijado (K), precipitado (Ca) y estructural (minerales primarios). En cuestión del **calcio (Ca)** es el catión más abundante en los cultivos por lo tanto es raro que exista deficiencia de este nutriente, además los requerimientos en los cultivos son bajos, en el caso de suelos ácidos se podrían presentar deficiencias, pero antes de que esto ocurra se presenta toxicidad de Al y Mn (Gutiérrez, 2015).

El calcio es un nutrimento fundamental para el crecimiento y expansión celular en los frutos, en forma de sales inorgánicas, ácidos orgánicos o bien inmovilizados, es un catión divalente y es absorbido por las plantas en forma de catión Ca^{++} , el calcio fijado en el complejo coloidal y el unido a los compuestos húmicos son las formas naturales más abundantes. Además, las formas minerales más frecuentes son: carbonatos y fosfatos (muy solubles), sulfatos y algunos silicatos (insolubles) (Rodríguez et al., 2015; Prendes et al., 2006).

La estabilidad estructural del suelo está influenciado por el Ca, este mantiene floculados a la arcilla y el humus, además se reduce la acidez, se sustituye el Na^+ en el complejo de cambio, se favorece a la corrección de suelos sódicos, se reduce la asimilación de K, Fe, Mn, B y Zn, además, se favorece la transformación de la materia orgánica y estimula la acción de los microorganismos fijadores de nitrógeno y nitrificadores (Prendes et al., 2006).

El calcio no debería dar problemas de asimilación en los cultivos, pero la pésima disposición del agua de riego y las altas concentraciones de sodio en el suelo desplazan al calcio por lixiviación a las capas más profundas del suelo. Con lo anterior, solo es necesario que la concentración de sodio sea el doble que la de calcio para que sea desplazado este último como menciona Gómez (2015).

Esta última característica se observa tanto en los resultados de absorción atómica (**grafico 14**), en donde, se muestra que las concentraciones de Na son

mayores que Ca, de igual manera se observó la presencia de carbonatos en la parte inferior del perfil edafológico, con lo cual el Ca podría estar lixiviándose.

Por otro lado, las fracciones de **magnesio (Mg)** en los suelos son no intercambiable (fijado en rocas y minerales), intercambiable (absorbido por superficies cargadas negativamente de minerales de arcilla y materia orgánica) y magnesio en la solución del suelo, tanto el magnesio intercambiable como el magnesio en la solución del suelo conforman el magnesio disponible para la planta (Ross, 2004).

Las plantas lo absorben como ión Mg^{2+} , en el suelo básicamente se puede encontrar en tres formas: como constituyente de minerales, como catión intercambiable en el complejo de cambio y en la solución del suelo y en pequeñas cantidades en la fracción orgánica (Barber, 1995; Sadeghian, 2012).

De las rocas ígneas, los minerales ferromagnesianos (olivino, piroxeno, anfíbol y mica) son las principales fuentes de Mg, en cambio, los minerales secundarios como la dolomita, magnesita, talco y el grupo de las serpentinas son derivados de estos minerales primarios, las concentraciones difieren por la composición del material parental debido a las diferentes tasas de meteorización de minerales y lixiviados del Mg, en contraste, las arcillas como la clorita, vermiculita y montmorillonita han pasado por una meteorización intermedia y contienen aun cierta cantidad de Mg (Mikkelsen, 2010).

Por otro lado, las deficiencias de Mg^{2+} ocurre en suelos ácidos con altas tasas de aplicación de cales bajas en Mg o cuando se realiza un suministro elevado de fertilizantes amoniacales o potásicos, y en cultivos con alta demanda de Mg (Havlin et al., 1999). En los suelos alcalinos la formación de carbonato de magnesio y el exceso de calcio, potasio y sodio reducen su disponibilidad. Además, el magnesio se adsorbe débilmente a los coloides del suelo, lo que lo predispone a perderse por lixiviación, particularmente en suelos con bajo contenido de materia orgánica y con baja capacidad de intercambio catiónico. Por lo que, las aplicaciones foliares de diversos productos con sales de magnesio resultan efectivas para corregir su deficiencia (Blackhall et al., 2018).

Sin embargo, los suelos influenciados por sodio (Na) y sales en su mayoría son más comunes en regiones semiáridas y áridas, puesto que la precipitación anual

es insuficiente para satisfacer las necesidades de evapotranspiración de las plantas, en estos casos las sales del suelo no se disuelven, sino que se acumulan en cantidades que son perjudiciales para el crecimiento de los vegetales y a su vez alteran los procesos de descomposición y disponibilidad de nutrientes (Gasca et al., 2011).

Su importancia radica en los efectos de fitotoxicidad y sodicidad cuando los contenidos son muy elevados, pues se genera la dispersión de los agregados del suelo con la consiguiente degradación de la estructura, el ión sodio puede intervenir en la pedogénesis ya sea en forma de sales (salinización), ya sea en forma de catión de cambio (sodización), o en ambas formas. Los suelos salinos contienen altas cantidades de sales más solubles que el yeso, tal salinidad se mide por medio de la conductividad eléctrica en la solución intermicelar o solución del suelo, por otro lado, los suelos sódicos se originan cuando el ion monovalente sodio desplaza otras bases del complejo de adsorción en la solución micelar y se fija a esta estructura superficial, en un nivel de concurrencia que sobrepasa el 15% entre los cationes intercambiables (Courel, 2019).

Esta acción dispersante del sodio es originada por la menor fuerza de adsorción a que es sometido este ión con relación al potasio y a los cationes polivalentes y por su mayor radio de hidratación, lo que establece una mayor expansión de la doble capa difusa y, en consecuencia, una mayor presión de hinchamiento entre las pequeñas láminas de arcilla, por tal razón las arcillas expansibles son más sensibles al sodio (León y Villafañe, 2011).

Unas de las causas naturales de salinidad son debido al ascenso capilar de napa freática con características salinas, los suelos habitualmente toman las sales de mantos freáticos superficiales, en este caso la meteorización del material original del suelo de naturaleza salina es la fuente de salinidad, principalmente asociado a regiones áridas. Otra causa es la cercanía al mar, las zonas costeras son inundadas con agua de mar y por lo tanto reciben constantemente aportación de sales. Sin embargo, el riego con aguas salinas, el uso de agua de riego que contienen sales solubles como el sodio, calcio, magnesio, potasio, sulfatos y cloruros disueltos de las rocas y minerales, fertilizantes que contienen altos niveles de sales (cloruro de potasio o sulfato de amonio), uso de aguas

industriales son otras de las causas de salinidad (Lamz y González, 2013; Mata et al., 2014; Courel, 2019).

Todos son nutrientes de los cultivos, menos el sodio que es solo un constituyente, sin embargo, su presencia de forma equilibrada en la parte inorgánica del suelo establece la calidad estructural, la porosidad, la circulación de agua del suelo y la unión entre partículas. Por ende, el alto contenido de sodio causa severos problemas de permeabilidad al dispersar los coloides del suelo, el crecimiento y la capacidad de retención de agua de las plantas se ve afectado, se limita la actividad agrícola y la capacidad productiva de los suelos significativamente en zonas en las que la evaporación superficial y la absorción de agua por las plantas exceden el nivel de la precipitación (Mieres et al., 2018).

A continuación, en la **tabla 16**, se enlista las funciones, características de la deficiencia y la forma iónica disponible en la que se encuentran los macronutrientes:

Elemento	Función	Forma iónica de absorción	Características de deficiencia
Nitrógeno (N)	Necesario en la composición de proteínas, ácidos nucleicos y componentes celulares.	Amonio (NH_4), Nitrato (NO_3)	Hojas amarillentas o de color verde claro, los tallos son pequeños y delgados, las flores son de color opaco, los hijos son débiles y de escaso crecimiento. Su exceso da un color verde – azulado del follaje. En algunas variedades el pedúnculo se atrofia, provocando un doblamiento del botón y favorece el ataque de ácaros.
Fosforo (P)	Forma parte de enzimas, aminoácidos y proteínas, ácidos nucleicos (ADN y ARN), clorofila, adenosin trifosfato (ATP), fosfolípidos (membranas) y fitina (reserva). Mejora la fisiología de la planta en relación con los procesos de fotosíntesis, fijación de nitrógeno (N), floración y fructificación.	Fosfato dihidrógeno ($H_2P_4^-$, HPO_4^{2-})	Presenta la aparición de bandas amoratadas en los bordes de las hojas maduras, un crecimiento lento y retraso de la maduración, un color verde oscuro en las hojas y enrollamiento.
Potasio (K)	Interviene en los procesos enzimáticos, regula el balance hídrico en la planta, controla de la presión osmótica celular, aumenta la eficiencia de la fotosíntesis, regula el contenido de hidrogeniones en los jugos celulares. Al participar de estos procesos metabólicos favorece el crecimiento vegetativo, la fructificación, la maduración y la calidad de los frutos.	Ion potasio (K^+)	Se presenta como una clorosis o amarillamiento de los bordes de las hojas viejas, los síntomas pueden extenderse a hojas de crecimiento y las hojas viejas se secan a partir de las puntas. En los folíolos de las hojas adultas aparecen puntos cloróticos o amarillo claros, que se hacen más grandes y cambian a color anaranjado a medida que se intensifica la deficiencia. Eventualmente, la hoja se necrosa tomando un color café, proceso que se inicia por los bordes y las puntas de las hojas.
Calcio (Ca)	Interviene en los procesos de fotosíntesis, mantenimiento de las membranas celulares, regulación y activación de ciertos enzimas, regula los procesos de transpiración o activa el crecimiento del sistema radicular y funciones estructurales, participa en funciones de regulación hídrica	Ion calcio (Ca^{+2})	Las hojas nuevas presentan una coloración verde clara con una apariencia ondulada, además, permanecen plegadas y no tienen espinas en la lámina foliar. Las raíces se oscurecen y disminuyen de tamaño, se interrumpe la aparición de nuevas hojas y aumentan el espesor y peso específico de las ya desarrolladas, se presenta un mal desarrollo radical, desarrollo anormal de hojas y enrollamientos, deformación y falta de tamaño de frutos, pudrición apical, depresión amarga (bitter pit), rajado de frutos, mala vida de anaquel y frutos aguados.
Magnesio (Mg)	Esencial en la composición de los pigmentos verdes (clorofila), en la síntesis de los constituyentes orgánicos indispensables para la vida vegetal y animal, participa en la movilización de los fosfatos en el suelo y en la planta, evita episodios de transpiración excesiva al frenar la absorción de calcio por la planta, está involucrado activamente en la fotosíntesis, interviene en el metabolismo del fósforo, en la respiración y en la activación de muchos sistemas enzimáticos en las plantas, y regulación del pH	Ion magnesio (Mg^{+2})	Se presenta una clorosis o amarillamiento intervenal en las hojas viejas que se inicia desde la punta de la lámina foliar hacia la base. Al avanzar el síntoma a hojas intermedias, las hojas viejas pierden casi totalmente la clorofila, mostrándose quebradizas.

Tabla 16. Macronutrientes. Fuente: elaboración propia a partir de: Gamboa, (1989); López, (1981); Mattar y Pizarro, (2007); Sánchez y Romero, (2016); Cárdenas et al., (2004); Sánchez et al., (2016); Fernández, (2007).

• **Micronutrientes**

A pesar de ser esenciales para el crecimiento y desarrollo vegetal se necesitan en pequeñas cantidades, por lo que se les denomina micronutrientes y está conformado por Boro (B), Cloro (Cl), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Manganeseo (Mn), Molibdeno (Mo), Níquel (Ni) y Zinc (Zn) sus deficiencias cumplen funciones específicas para las plantas y su deficiencia conlleva a bajos rendimientos en cultivos agrícolas (White y Brown, 2010; Velázquez, 2020).

A continuación, en el **gráfico 15** se presenta la distribución de las concentraciones de los micronutrientes (Cu, Mn, Zn y Fe) en $mg.kg^{-1}$ de las cinco muestras de estudio, teniendo un orden de concentración de $Fe > Mn > Zn > Cu$.

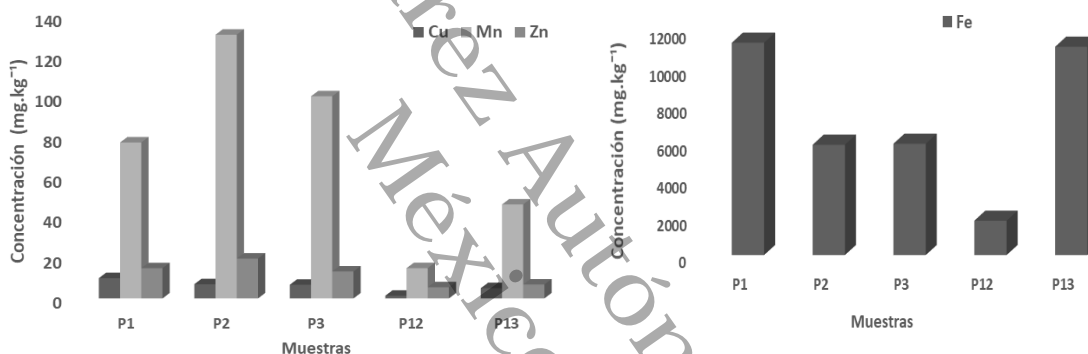


Gráfico 15. Concentración total de micronutrientes

Los resultados se compararon con la NOM-021-SEMARNAT-2000 (**tabla 14**), la cual interpreta como adecuado ($>4.5 mg.kg^{-1}$) al Fe pues este presenta valores muy por arriba de lo indicado ($11352.183 mg.kg^{-1}$, $5898.017 mg.kg^{-1}$, $5954.043 mg.kg^{-1}$, $1836.146 mg.kg^{-1}$, $11138.590 mg.kg^{-1}$) se observa que las mayores concentraciones corresponden a el punto P1 el cual corresponde al vertedero y el P13 que corresponde al punto ubicado dentro de la parcela, mientras que la menor concentración está en el P12 lo mismo ocurrió con el Mn en este punto.

Continuando con la interpretación, para el Mn la norma indica que es adecuado ($>1.0mg.kg^{-1}$) ya que las concentraciones están por arriba de lo indicado ($77.292 mg.kg^{-1}$, $130.708 mg.kg^{-1}$, $100.190 mg.kg^{-1}$,

14.995 y $46.576 \text{ mg.kg}^{-1}$), para el Zn la norma indica que es adecuado ($> 1.0 \text{ mg.kg}^{-1}$) pues los valores están arriba de lo señalado ($14.983 \text{ mg.kg}^{-1}$, $19.733 \text{ mg.kg}^{-1}$, $13.356 \text{ mg.kg}^{-1}$, 5.523 mg.kg^{-1} , 6.899 mg.kg^{-1}) y para el Cu se indica que lo adecuado debería de ser $>0.2 \text{ mg.kg}^{-1}$ por lo que las concentraciones se encuentran arriba del valor establecido ($10.042 \text{ mg.kg}^{-1}$, 7.042 mg.kg^{-1} , 6.790 mg.kg^{-1} , 1.33 mg.kg^{-1} , 5.082 mg.kg^{-1}).

Por consiguiente, en el caso del **hierro (Fe)**, los principales minerales que lo contienen son los silicatos máficos, sulfuros de Fe, carbonatos, óxidos y algunos minerales arcillosos, los primeros tres tienen altos contenidos de Fe II y Fe III. Mismos que se vuelven inestables por condiciones oxidantes en el medio ambiente y los hace particularmente susceptibles a la intemperie (Stucki, et al., 2012). En la rizosfera se presenta una alta demanda de Fe, debido a la absorción de hierro por parte de las plantas, y microorganismos, por su parte, en la mayoría de los suelos cultivados, la concentración de hierro disponible para estos organismos vivos es muy baja debido a que su solubilidad está controlada por hidróxidos, oxihidróxidos y óxidos estables (Lemanceau, et al., 2009).

En el caso del **manganeso (Mn)** los minerales formadores de las rocas son la principal fuente de Mn en los suelos (silicatos ferromagnesianos), este tiene dos funciones en los procesos metabólicos de las plantas: como micronutriente esencial y como elemento tóxico cuando está en exceso, este último se favorece en suelos ácidos, con pH decreciente la cantidad de Mn intercambiable (Mn^{2+}) aumenta en la solución del suelo; sin embargo, en pH altos se presentan las formas Mn (III) y Mn (IV) mismos que no están disponibles y no pueden acumularse en las plantas (Millaleo et al., 2010). Esto corresponde con el sitio, el cual es moderadamente ácido, por lo que su presencia está en mayores concentraciones que los demás.

1 En cambio para el **zinc (Zn)**, se encuentra en la solución del suelo en bajas concentraciones, como catión (Z^{2+}) o quelato, además, puede precipitar en forma de óxidos, unirse a la materia orgánica o ser adsorbido por las arcillas (Storey, 2006). Mientras que el contenido total en un suelo depende en gran medida de la composición geoquímica de la roca erosionada, principalmente, de las rocas ígneas básicas como los basaltos, encontrándose en los minerales

ferromagnesianos (augita, horblenda y biotita), también depende del material parental sobre el que se ha desarrollado el suelo, o materiales ricos en zinc aplicados y usados en la agricultura (Alloway, 2008). No obstante, Lock y Janssen (2003) mencionan que la disponibilidad de zinc es mayor en suelos con un pH bajo; sin embargo, debido a los procesos ocurridos a largo plazo y a las características del suelo la disponibilidad y biodisponibilidad de metales disminuye con el tiempo.

Por otro lado, el **cobre (Cu)** es inmóvil en el suelo, debido a la fuerte interacción con la materia orgánica, además, forma complejos estables con ácidos orgánicos; sin embargo, las deficiencias ocurren generalmente en suelos arenosos, orgánicos (materia orgánica > 10%) o con pH alto (pH > 7.5) (Pietrzak y McPhail, 2004). La toxicidad del Cu se observa principalmente en suelos ácidos y un pH bajo debido a la baja capacidad de intercambio catiónico. Así mismo, La biodisponibilidad depende de las propiedades del suelo que determinan su movilidad química (Brun et al., 2001).

Considerando lo anterior y comparando con otros trabajos como el Gaete et al., (2010) quienes evaluaron las concentraciones de los suelos agrícolas cercanos a zonas mineras, las cuales estuvieron entre el rango de $94 - 959 \text{ mg.kg}^{-1}$, mencionan que en grandes concentraciones se pudiesen presentar efectos tóxicos o causar una deficiencia de otros nutrientes esenciales; sin embargo, las concentraciones de cobre se podría deber a la influencia del pH, materia orgánica y textura del suelo, al mismo tiempo esto estaría afectando su la biodisponibilidad.

Por otro lado, Mc Aruani (2003), determinó los contenidos de Fe, Mn, Zn y Cu adsorbido en distintas fracciones y analizó la influencia de algunas propiedades físicas y químicas en diferentes tipos de suelos del Alto Valle de Río Negro Argentina, obteniendo que la mayor proporción de Fe, Mn, Cu y Zn se encuentran en la fracción menos soluble (residual) y que los mayores contenidos de materia orgánica y las fertilizaciones con fósforo favorecen la redistribución del Zn, Mn, Cu y Fe a formas químicas más disponible para las plantas.

En cambio, Roca et al., (2007) establecieron la relación entre los parámetros edáficos y la dinámica de los metales dentro del perfil del suelo, determinaron la

biodisponibilidad y deficiencia de micronutrientes en suelos agrícolas y suelos con riesgo de salinización, teniendo que el porcentaje de materia orgánica es el factor determinante en el contenido y distribución de los micronutrientes en el suelo, y que, el horizonte superficial es el de mayor acumulación. Además, tanto Cu, Fe, Mn tienen cierta movilidad en el perfil, mientras que Zn permanece adsorbido sin un desplazamiento vertical. La disponibilidad y distribución del Zn está en función de la salinidad y granulometría de los suelos, la presencia de Ca y Na podrían ser los causantes del este déficit.

Es por eso que en suelos carbonatados y salinos la disponibilidad de los microelementos en el suelo no depende únicamente de los contenidos elevados de metales totales sino también de parámetros edáficos que controlan la fuerte adsorción en los coloides.

- **Metales pesados**

Continuando con el análisis, en el **grafico 16** se muestra la distribución de concentraciones de los metales pesados encontrados en la zona de estudio, los vertederos P1 y P2 siguen el orden: Ba > V > Cr > Ni mientras que para los puntos de la parcela siguen el orden: Ba > Cr > V > Ni. Cabe mencionar que el Cd no se detectó en ninguna de las muestras, porque estaba por debajo del límite de detección ($LD=0.0014 \text{ mg.kg}^{-1}$), por otro lado, el Pb solo se detectó en los vertederos, mientras que el Cr y Ni no se detectó en el punto 12 el cual corresponde a la parcela, pero en el punto 13 si se detectaron, más del doble que en los vertederos.

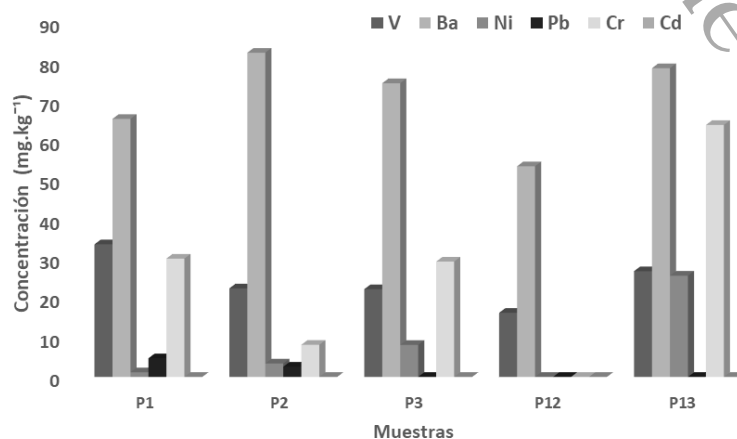


Gráfico 16. Concentración total de metales pesados.

Las mayores concentraciones en toda la zona fueron de **bario** ($65.625 \text{ mg.kg}^{-1}$, $82.458 \text{ mg.kg}^{-1}$, $74.695 \text{ mg.kg}^{-1}$, $53.583 \text{ mg.kg}^{-1}$, $78.528 \text{ mg.kg}^{-1}$), y, de acuerdo a los límites normativos de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (**Tabla 13**) los valores están por debajo de lo indicado (5400 mg.kg^{-1}), para el **chromo** las concentraciones encontradas ($30.083 \text{ mg.kg}^{-1}$, 8.167 mg.kg^{-1} , $29.328 \text{ mg.kg}^{-1}$, $64.072 \text{ mg.kg}^{-1}$) indican que están por debajo de lo establecido (280 mg.kg^{-1}), para **vanadio** las concentraciones ($33.725 \text{ mg.kg}^{-1}$, $22.517 \text{ mg.kg}^{-1}$, $22.304 \text{ mg.kg}^{-1}$, $16.303 \text{ mg.kg}^{-1}$, $26.887 \text{ mg.kg}^{-1}$) están por debajo de lo establecido (78 mg.kg^{-1}), en el caso del **níquel** las concentraciones (1.167 mg.kg^{-1} , 3.417 mg.kg^{-1} , 8.123 mg.kg^{-1} , $25.745 \text{ mg.kg}^{-1}$) están muy por debajo de lo establecido (1600 mg.kg^{-1}) y para el **plomo** las concentraciones encontradas en los vertederos (4.729 mg.kg^{-1} , 2.604 mg.kg^{-1}) están por debajo (400 mg.kg^{-1}).

Así mismo la NOM-021-SEMARNAT-2000 (**Tabla 14**) establece los valores de las concentraciones de elementos tóxicos como lo es el plomo (35 mg.kg^{-1} es normal y $100 - 300 \text{ mg.kg}^{-1}$ es peligroso), para el níquel (50 mg.kg^{-1} es normal y 100 mg.kg^{-1} es peligroso), haciendo la comparación, las concentraciones de plomo encontradas en los vertederos (4.729 mg.kg^{-1} , 2.604 mg.kg^{-1}) están por debajo de lo normal, lo mismo ocurre para las concentraciones de níquel, el valor mas alto se encuentra en el punto P13 ($25.745 \text{ mg.kg}^{-1}$) y aunque parece relevante este se encuentra por debajo de lo normal.

Ahora, haciendo la comparativa con la NOM-004-SEMARNAT-2002 (**Tabla 15**) los valores para cromo ($1200 - 3000 \text{ mg.kg}^{-1}$), níquel (420 mg.kg^{-1}) y plomo ($300 - 840.729 \text{ mg.kg}^{-1}$) indican que los valores encontrados para estos elementos están por debajo de lo establecido.

Considerando lo anterior, se diferencian el grupo de Oligoelementos o micronutrientes y el de metales pesados, los primeros se requieren en pequeñas cantidades y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital, pero superado un cierto umbral se vuelven tóxicos (arsénico, boro, cobalto, cromo, cobre, hierro, manganeso, cinc, molibdeno, y selenio). En cambio los

metales, son no biodegradables, altamente tóxicos y pueden acumularse en los organismos vivos (cadmio, mercurio, plomo y níquel) (Prieto et al., 2009).

Las altas concentraciones de metales pesados en el medio pueden ser debido a causas como las erupciones volcánicas (emiten metales pesados, H^+ , $SO_4^{=+}$, cenizas); el desarrollo de los suelos en clima húmedo donde los procesos de lavado de cationes, hidrólisis y ácidos orgánicos generan un pH más ácido y por ende un aumento de la solubilidad de los metales pesados; la transformación y alteración de los minerales primarios de las rocas que contienen metales pesados (Cr, Ni, Cu y Mn). Finalmente, la secuencia en el contenido de metales pesados en los minerales primarios de las rocas es: rocas ígneas ultrabásicas (peridotitas serpentinas) > rocas ígneas básicas (gabros, basaltos) > ígneas ácidas (granito) = sedimentarias (areniscas, calizas). Además, pueden ser originadas por actividades antropogénicas entre las que destacan las actividades mineras, actividades agrícolas y la combustión de carbón (López y Sainz, 2011).

Unas de las formas en las que se pueden encontrar los metales pesados son: solubles en aguas; como cationes de cambio; complejados por la materia orgánica; en forma ocluida en óxidos de Fe y Mn; como minerales primarios y formando parte de arcillas por sustituciones isomórficas del Fe y Al de las capas octaédricas. Algunas de las maneras en que pueden ser retenidos y fijados en el suelo es por procesos de adsorción, desorción, complejación y precipitación; absorbidos por las plantas e incorporarse a las cadenas tróficas (García y Hernández et al., 2002; Giuffre et al., 2005) pueden pasar a la atmósfera por volatilización, movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas, esta movilidad y biodisponibilidad para las plantas depende de la especie química en la que se encuentren asociados (González et al., 2009; López y Sainz, 2011).

La acción y peligrosidad de los metales pesados sobre el suelo, dependerá de las condiciones del suelo, por ejemplo, en pH ácidos los metales están más disponibles, pero en condiciones básicas presentan una mayor adsorción, dicha adsorción aumenta con la profundidad, pero también disminuye conforme se incrementa el número de ciclos de lixiviación y la duración de alteración (Mendez et al., 2012), por otro lado la materia orgánica forma complejos y quelatos con

los metales pesados, mismos que gobiernan la solubilidad y la bioasimilabilidad, de los mismos (López y Sainz, 2011).

Sin embargo, ecologistas holandeses han indicado la sucesión de los metales pesados / metaloides según su grado de peligro: Se > Ti > Sb > Cd > V > Hg > Ni > Cu > Cr > As > Ba. Mientras que GOST (Normas y Estándares del Estado) toxicológico general ruso, difiere y considera que As, Cd, Hg, Se, Pb y Zn son elementos fuertemente peligrosos, mientras que Co, Ni, Mo, Sb y Cr son moderadamente peligrosos (Vodyanitskii, 2016).

En trabajos de Nava et al., (2011), se evaluó la contaminación del suelo por metales pesados en un asentamiento construido sobre un vertedero y suelo franco arenoso, encontrando concentraciones en promedio de Cd (1.44 mg.kg^{-1}), Cr (4.68 mg.kg^{-1}), Cu ($304.42 \text{ mg.kg}^{-1}$), Pb (74.17 mg.kg^{-1}) y Ni (6.07 mg.kg^{-1}). Ninguna de las concentraciones encontradas para los metales pesados analizados fue superior a las normas oficiales mexicanas establecidas para suelos contaminados, de igual manera indican que el origen de los metales está principalmente en los artículos de neumáticos y alambres desechados y quemados.

Algo similar realizó De la Cruz et al., (2013), evaluaron la acumulación de metales pesados (Cd, Pb y Ni) en sedimentos del ecosistema manglar en Laguna de Términos en Campeche, los resultados obtenidos permiten señalar que en el sitio encontraron valores superiores a los permisibles para estos metales ($0.75, 16.05$ y 82 mg.kg^{-1} respectivamente), aunque los niveles de toxicidad son tolerables, se advierte están siendo afectados antropogénicamente por el depósito de grandes cantidades de basura y al aporte de aguas residuales domésticas e industriales, que por no ser tratadas infiltran contaminantes y se deposita en los sedimentos de los manglares, y, a toda la cadena trófica del ecosistema.

En el Nevado de Toluca Martínez et al., (2020) realizaron estudios sobre la geodisponibilidad de elementos potencialmente tóxicos (As, Pb y Cd), concuerdan que el uso constante de plaguicidas en la zona son la principal causa de la existencia de ciertos metales, mismos que ejercen influencia sobre la estructura del suelo y la asimilación de nutrientes por parte de las plantas.

Sandoval et al., (2020) evaluaron la contaminación de metales y metaloides de suelos agrícolas y tiraderos municipal del Estado de Guanajuato, tales concentraciones se compararon con los límites permisibles de la NOM-147-SEMARNAT-SSA1-2004, tanto para el sitio en estudio como para el tiradero que las concentraciones de Cd y Hg exceden los límites, mientras que en el tiradero el plomo, arsénico y mercurio están por arriba de la norma, la principal inquietud es que el tiradero municipal genera lixiviados que son ser arrastrados y desembocan en la presa de La Purísima, misma en la que se han reportado altas concentraciones de metales y metaloides.

De la misma manera, la Organización Mundial de la Salud el **bario (Ba)** es un metal pesado nocivo, peligroso y altamente reactivo. Naturalmente los niveles de concentración son muy bajos, reacciona con casi todos los no metales, los efectos a la salud dependen de la solubilidad de los compuestos en agua (Hussain, y Gondal, 2008).

Los principales riesgos a la salud son originados por respirar aire que contiene sulfato de bario o carbonato de bario (parálisis, presión arterial, cambios en el ritmo cardíaco, irritación del estómago, debilidad, cambios en los reflejos nerviosos, hinchazón del cerebro y daño hepático, renal y cardíaco e incluso la muerte) (Álvarez et al., 2013).

Por otro lado, para el **vanadio (V)** las principales fuentes de vanadio son los depósitos de titanomagnetita (minerales compuestos de óxidos de titanio y de hierro), en el suelo acompaña a los óxidos de hierro, minerales arcillosos y fracción orgánica; sin embargo, puede ser generado por actividades antropogénicas (las industrias del hierro y el acero, fabricación de automóviles, astilleros, fertilizantes, cerámicas, pigmentos, baterías e industrias, aplicaciones nucleares, complementos se están empleando en medicamentos para controlar diferentes enfermedades) (Imtiaz et al., 2015).

La toxicidad y biodisponibilidad del V depende significativamente del estado de oxidación (II, III, IV y V) y pH, por otro lado, presencia de óxidos de hierro y manganeso influyen en la movilidad del V en los suelos, por ejemplo, en condiciones reductoras V (III) es inmóvil, mientras que en estados de oxidación

más altos son mucho más soluble; el vanadio pentavalente es la forma más tóxica y móvil (Madejón, 2013).

En los seres humanos la exposición al V puede presentar efectos tóxicos (dañar las vías respiratorias y digestivas, órganos, riñones, hígado, piel, sistema inmunológico y cardiovascular) (Guagliardi et al., 2018), en las plantas las altas concentraciones puede causar clorosis y limitar su crecimiento (Poledniok, y Buhl, 2003).

Así mismo, el **chromo (Cr)** se reconocen como un elemento natural presente en rocas, plantas, humos y gases volcánicos, encontrándose como: cromo trivalente (Cr III) el cual promueve la acción de la insulina en los seres humanos, el cromo metálico (cromo cero) que se usa en la fabricación de acero, y, el cromo hexavalente (Cr VI). De este último derivan los cromatos y dicromatos, usualmente de origen antropogénico (óxido de cromo, sulfato de cromo, trióxido de cromo, ácido crómico es decir, derivados de aplicaciones industriales, pigmentos de cromatos en los tintes, pinturas, tintas y plásticos; cromatos añadido como agentes anticorrosivos a pinturas y recubrimientos superficiales, ácido crómico galvanizados en piezas de metal para proporcionar un recubrimiento decorativo o protector) (Sierra y García, 2013).

Los derivados del cromo hexavalentes inhalados o absorbidos (Montoya et al., 2010) son considerados como cancerígenos, además, en altas concentraciones producen toxicidad para las plantas (ocasionan la disminución en la incorporación de calcio, potasio, fósforo, hierro y manganeso, afecta el metabolismo de los carbohidratos y disminución de la clorofila) y en los seres humanos (reacciones alérgicas, malestar estomacal y úlceras en riñón e hígado, incluso la muerte) (Hussain, y Gondal, 2008).

Para el **níquel (Ni)** la distribución y contenido en los suelos varían según la roca madre, incendios forestales, vegetación y emisiones volcánicas; los elevados niveles se asocian a los procesos de formación del suelo y la contaminación antropogénica principalmente a la agricultura e industrias. Algunos de los usos industriales es en la fabricación de monedas, galvanoplastia, producción de aleaciones de níquel, bujías, calentadores de resistencia y baterías, accesorios de baños, cocina y vajilla) (Iyaka, 2011).

Comparando con [Romic y Romic \(2003\)](#) investigaron la influencia de los entornos urbanos e industrializados en la acumulación de metales en la capa superficial del suelo agrícola, concluyendo que las altas concentraciones de níquel también están relacionadas con las características morfogénicas de la región, principalmente rocas magmáticas básicas y ultrabásicas. Sin embargo, las concentraciones anómalas de níquel en las proximidades de la carretera y el aeropuerto son de origen antropogénico, es decir, causadas por la quema de combustible.

Por otro lado el **plomo (Pb)** se encuentra de manera natural en forma orgánica e inorgánica, considerando este último se encuentra principalmente en los gases de combustión producidos desde las fábricas que fabrican o utilizan sus aleaciones y compuestos, minas de plomo y por la quema de productos como el carbón, petróleo o desechos mismos que se pueden esparcir en el aire, además, su toxicidad es mayor que el primero debido a su mayor absorción en el cuerpo humano. Por consiguiente, la aleación con otros elementos se encuentra en tuberías, baterías para vehículos, pesas, proyectiles y municiones, revestimientos de cables, los compuestos de plomo se utilizan como pigmentos en pinturas, en esmaltes para cerámicas y en materiales de relleno. Y, su exposición en el agua, alimentos y aire por inhalación afecta principalmente a los órganos y tejidos (el hígado, riñones, pulmones, cerebro, bazo, músculos, corazón) ([Montoya et al., 2010](#))

En el caso del **cadmio (Cd)**, este es un oligoelemento no esencial, originado a partir de fuentes geogénicas y antropogénicas (la minería, la deposición atmosférica de las emisiones de combustión y el uso de fertilizantes que contienen Cd). En soluciones acuosas se presenta como el Cd^{2+} divalente y se moviliza principalmente en condiciones ácidas y óxicas, además, la sorción de cadmio se ve reforzada por la presencia de grandes cantidades de óxidos hidratados, minerales arcillosos y materia orgánica, y su movilidad esta influenciada por el pH, el estado redox y la fuerza iónica de la solución ([Kubier et al., 2019](#)).

Sin embargo, por ser uno de los metales pesados más móviles del medio ambiente, permite que en dosis elevadas sea cancerígeno para los seres

humanos, además, la exposición a este metal puede provocar daños renales contundente y daños al sistema nervioso central e incluso la muerte (Carvalho et al. 2009).

Finalmente en la **Tabla 17** se compararan los estándares normativos de diferentes países, referentes a concentraciones de micronutrientes los cuales estando por arriba de lo establecido pueden ser tóxicos, y los estándares del contenido de metales pesados. Como sabemos, los suelos de cada región son diferentes, por tal motivo, los valores establecidos están asociados a las condiciones naturales (tipo de suelo, clima, topografía) por lo que es importante no tomar los valores referenciales de otros países o regiones para evitar interpretaciones incorrectas.

Como se observa, los valores estándares indicados son diferentes, por ejemplo las normas mexicanas establecen valores más altos permisibles en comparación con los demás países; considerando los valores encontrados en este estudio, tanto el Cu ($1.3 - 10 \text{ mg.kg}^{-1}$), Zn ($5.5 - 20 \text{ mg.kg}^{-1}$) y Mn ($15 - 130 \text{ mg.kg}^{-1}$) están por debajo de acuerdo a los estándares de todos los países presentes, a excepción del norte de Europa (9.4 mg.kg^{-1}) con respecto a Cu.

En el caso de los metales como el Ba ($53 - 82 \text{ mg.kg}^{-1}$) está por debajo de todos los países, pero no de Australia (67 mg.kg^{-1}), el Ni ($1 - 25 \text{ mg.kg}^{-1}$) sobrepasa lo referenciado por Australia (9.8 mg.kg^{-1}) y el norte de Europa (8.2 mg.kg^{-1}); sin embargo el Pb ($2 - 4 \text{ mg.kg}^{-1}$) no sobrepasa lo establecido por todos los países, mientras que el Cr ($8 - 64 \text{ mg.kg}^{-1}$) se encuentra por encima de lo establecido por China (58.9 mg.kg^{-1}), Australia (24 mg.kg^{-1}), Norte de Europa (13 mg.kg^{-1}) y la india (35 mg.kg^{-1}) pero no de las normas mexicanas, en el caso del V ($16 - 33 \text{ mg.kg}^{-1}$) solo sobrepasa el estándar del Norte de Europa (25 mg.kg^{-1}).

Estándares normativos ambientales mundiales del suelo ($mg \cdot kg^{-1}$)

Metales	Suelos ^a mundiales	Normas mexicanas ^b		Siberia ^c occidental	China ^d	Australia ^e	Holanda ^f	Norte de ^g Europa	India ^h	Estado ⁱ unidos	Suiza ^j
		NOM-021- SEMARNAT- 2000	NOM-147- SEMARNAT/ SSA-2004								
Mn	310-1007	-	-	50-1800	-	281	-	280	-	-	-
Zn	31-90	-	-	10-120	117.7	86.3	140	30	71	-	200
Cu	11-13	-	-	5-100	31.7	18	36	9.4	35	25	50
Cr	42-200	-	280	5-190	58.9	24	100	13	35	130	75
Ba	315-500	-	5400	373-1360	-	67	-	43	-	-	-
Ni	15-50	100	1600	7-100	27.5	9.8	35	8.2	20	50	50
Pb	10-35	100-300	400	5-35	37.5	7.2	85	10	20	100	50
V	55-100	-	78	5-140	-	32	-	25	-	-	-
Cd	-	3-5	-	-	0.43	-	0.80	-	-	0.5	-

Tabla 17. Estándares normativos mundiales. Referencias: ^a, ^c, ^g (Semenkov y Koroleva, 2020), ^b (DOF, 2000; DOF, 2004), ^d (Wei y Yang 2010), ^e (Reimann and de Caritat, 2017), ^f (Brus y Nieuwenhuis, 2009), ^h (Dantu, 2009), ⁱ, ^j (Brizuela y Jimenez, 2012)

9.5.3 Espectrometría de absorción atómica (AA) para la determinación de metales pesados en agua.

La contaminación del agua se entiende como cualquier cambio químico (sustancias disueltas, composición), físico (color, temperatura, densidad) o biológico en la calidad del agua, tanto en las aguas naturales, potables y residuales, algunas de las consecuencias que se derivan son problemas a la salud humana, destrucción de ecosistemas acuáticos y disminución de los rendimientos agrícolas, en especial asociados a la presencia de altas concentraciones de metales pesados (Guadarrama et al., 2016).

Las principales fuentes contaminantes pueden ser de origen natural o antrópico, las primeras no provocan altas concentraciones de contaminantes, excepto en lugares específicos como en yacimientos minerales. Las segundas son provocadas por las actividades humanas, como las descargas de aguas residuales (domiciliarias, aguas negras), descargas de aguas residuales agrícolas (fertilizantes) y ganaderas (materia fecal), descargas industriales (industrias petroleras, metalúrgicas, papeleras, de textil, químicas y farmacéuticas), mismas que a su vez depositan contaminantes químicos tóxicos y altas concentraciones de metales pesados (García, 2009).

En cuanto a la normatividad, la norma mexicana NMX-AA-051-SCFI-2016 establece el método de espectrofotometría de absorción atómica para la determinación de metales disueltos, totales, suspendidos y recuperables en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas (DOF, 2016). Al igual que la norma oficial mexicana NOM-117-SSA1-1994, establece como método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica (Secretaría de salud, 1995).

Mientras que la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994, establece los límites permisibles de calidad y los tratamientos de potabilización del agua para uso y consumo humano, que deben cumplir los sistemas de abastecimientos públicos y privados (Secretaría de salud, 1994). Así mismo, la norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. En lo que corresponde a esta norma oficial mexicana sólo se

consideran los siguientes: arsénico, cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo, zinc y cianuros (DOF, 1997).

En el análisis de las tres muestras de agua (pozo artesanal de la parcela, vertedero de aguas negras del sitio, agua municipal) se detectaron 13 elementos presentes (Cu, Ni, Zn, Pb, Cr, Ba, Mn, Fe, V, Ca, K, Mg y Na) de los 14 analizados, debido a que el Cd estaba por debajo del límite de detección (LD=0,0014 mg/L). En la **tabla 18** se muestran tales concentraciones de los cationes Ca^{+2} , K^+ , Mg^{+2} , Na^+ y de los metales presentes.

ID	pH	Cu	Ni	Zn	Pb	Cr	Cd	Ba	Mn	Fe	V	mg/L			
												Ca	K	Mg	Na
P.S	7.6	0.013	0.320	0.055	0.001	<LD	<LD	0.043	0.150	58.7	0.163	2.282	2.302	1.683	2.154
V.AN	7.7	0.051	0.257	0.069	0.002	0.641	<LD	0.081	0.466	356.4	0.269	2.535	1.585	2.921	4.159
AM	7.5	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.001	247.5	<LD	4.461	8.435	4.342	5.776

Tabla 18. Concentraciones totales en aguas mg/L. ID: muestras, P.S: pozo del sitio, V.AN: vertedero de aguas negras, AM: agua municipal. Marcados en rojo indican arriba de los límites permisibles.

En cuanto a la concentración iónica de los cationes Ca^{+2} , K^+ , Mg^{+2} , Na^+ estos presentaron valores inferiores en las tres muestras, a excepción de la concentración del K^+ (8.435 mg/L) en el agua municipal o en su equivalencia 0.216 mEq/L, por lo que rebasa la concentración establecida para el K^+ (0.05 mEq/L) para la calidad del agua para la agricultura según lo propuesto por Ayers y Westcot (1985) para la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Dichos valores se presentan en la **tabla 19**.

Parámetro	pH	CE (dS/m)	Cationes en mEq/L			
			Ca^{+2}	Mg^{+2}	Na^+	K^+
Límites permisible	6-8.5	0-3	0-20	0-5	0-40	0-0.05

Tabla 19. Límites permisibles de cationes en aguas en mEq/L. Fuente: La clasificación de la FAO (Ayers y Westcot, 1985)

De acuerdo a lo anterior, la calidad de las aguas usadas en la agricultura está definida por la concentración de cationes específicos Ca^{+2} , K^+ , Mg^{+2} , Na^+ y

aniones como CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} , cuyos orígenes se encuentran en la disolución o meteorización de las rocas y suelos que posteriormente son transportados mediante corrientes superficiales y subterráneas, además de que son depositados en el suelo de forma natural o mediante el riego, otra es originadas a partir del contacto de las aguas con materiales de origen volcánico lo cual provocan bajas concentraciones iónicas debido que presentan baja solubilidad (Mancilla et al., 2017).

En el agua municipal se observan concentraciones menores en los cationes Ca^{+2} (4.46 mg/L) y Mg^{+2} (4.34 mg/L) y concentraciones mayores en Na^+ (5.77 mg/L) y K^+ (8.43 mg/L) esto se asocia a que el Ca^{+2} y Mg^{+2} se originan a partir de los procesos de disolución de carbonatos junto con los procesos de meteorización de los silicatos (anfíboles, piroxenos y plagioclasas), además se llevan a cabo procesos de intercambio con las arcillas (illita y montmorrillonita), ambos cationes son atrapados por las arcillas ricas en Na^+ y K^+ provocando un aumento de Na^+ y K^+ en el agua subterránea (Gómez, 2009).

Por otro lado, en la **tabla 20** se muestran los límites máximos permisibles de contaminantes en embalses naturales y artificiales según la norma NOM-001-SEMARNAT-1996, y los límites permisibles en cuanto a la calidad del agua para uso y consumo en la norma NOM-127-SSA1-1994.

Así mismo, en las **tablas 21 y 22** se presentan los límites normativos establecidos de diferentes países, estos definen las concentraciones que se deben considerar para que el agua sea inocua para la salud humana. Entre esas reglamentaciones hay una muy específica, que se denomina Norma de Calidad del Agua de Bebida elaborada por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y se establece como guía para la calidad del agua potable de referencia internacional para el establecimiento de estándares y seguridad de la misma (OPS-OMS, 2011).

Algunos parámetros tienen valores muy distintos cuando comparados entre las distintas normas. Ello se debe a la forma de obtención del límite y a la forma de expresión de su concentración.

Límites máximos permisibles para contaminantes

mg/L	NOM-001-SEMARNAT-1996				NOM-127-SSA1-1994
	Embalses naturales y artificiales				
	Uso en riego agrícola		Uso público urbano		Calidad del agua para uso y consumo humano
	P.M	P.D	P.M	P.D	
Cu	4	6	4	6	2
Ni	2	4	2	4	-
Zn	10	20	10	20	5
Pb	0.5	1	0.2	0.4	0.025
Cr	1	1.5	0.5	1	0.05
Cd	0.2	0.4	0.1	0.2	0.005
Ba	-	-	-	-	0.70
Mn	-	-	-	-	0.15
Fe	-	-	-	-	0.30
V	-	-	-	-	-

Tabla 20. Límites permisibles de concentraciones de contaminantes. Fuentes: NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-127-SSA1-1994, PROY-NOM-127-SSA1-2017.

Países Latinoamericanos

	OMS (1995) Valores guía	Argenti na (1994) Código aliment ario	Bolivia (1997) IBNOR CA NB512	Brasil (1990) Portar ia 36- GM	Colombi a (1998) RAS-98) Dto. 2599 1-S	Cost a Rica (1997) 2599 1-S	Chile (1994) NHC 409/1	Ecuado r (1992) IEOS	El Salvado r (1997) NSO 130701	Guatem ala (1998) NGO 29001	Nicarag ua (1994) CAPRE	Perú (1999) DIGES A	Repúbli ca Domini cana (1980) NOM- DOM	Urugua y (1996) Dto:273 35	Venezu ela (1988)
Bario	0.7	-	1	1	0.5	-	-	1	0.2	1	-	1	-	-	0.003
Cadmio	0.003	0.005	0.005	0.005	0.003	0.05	0.01	0.005	0.003	0.01	0.05	0.005	0.01	0.005	0.003
Cobre	2	1	0.05	1	1	2	1	1	1	1.5	2	1	1.5	1	2
Cromo	0.05	0.05	0.05	0.05	0.01	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Níquel	0.02	-	0.05	-	0.02	0.05	-	0.05	0.02	0.02	0.05	0.05	-	-	0.02
Plomo	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	0.01	0.05	0.05	0.01	0.1	0.01	0.05	0.05	0.05	0.01
Manganeso	0.5	0.1	0.3	0.1	0.1	0.5	0.1	0.1	0.5	0.5	0.5	0.5	0.4	0.1	0.5
Zinc	3	5	5	5	5	3	5	5	5	15	3	3	15	5	5
Hierro	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	1	0.3	0.3	0.7	0.3	1
Calcio	-	-	200	-	60	100	-	-	75	200	100	-	200	-	-
Magnesio	-	-	150	-	36	50	125	-	50	150	50	-	150	-	-
Sodio	200	-	200	-	-	200	-	115	150	-	200	-	-	200	200

Tabla 21. Estándares normativos de diferentes países. Fuente: Elaborado a partir de Normas Internacionales para la Calidad del Agua de Bebida, CEPIS/ OPS-OMS, Mella (2012), Segura et al., (2013)

	Países de Norteamericanos		Unión Europea					Continentes	Oceanía	Asia Oriental	Países Asiáticos				
	Canadá (1995)	USA (1998)	Unión Económica de Europa (1991)	Francia (1989)	Reino Unido (1991)	Alemania (1990)	Italia (1985)	España (1990)	Africano	Australia (1987)	Taiwán (1996)	República Popular China	Tailandia	Indonesia	Malasia
Mg/L	HEEH D	DWR		Dto. 89-3	Reg 1837	LF 66	PCM	1138	UMGEN I	AWRC	TDWR				
Bario	1	2	0.1	-	1	1	0.1	0.1	0.7	-	-	--	1	0.05	1
Cadmio	0.003	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.01	0.005	-	10	-	10	0.005
Cobre	1	1.3	3	1	3	3	3	3	0.5	1	1	1	1	1	1
Cromo	0.05	0.1	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Níquel	-	-	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.02	-	-	1	-	-	0.05
Plomo	0.01	0	0.05	0.05	0.05	0.04	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.1	-	0.1	0.05
Manganeso	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.1	0.05	0.1	0.05	-	0.1
Zinc	5	5	5	5	5	5	3	5	1	5	5	-	5	15	5
Hierro	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.3	0.5	1	0.3
Calcio	-	-	100	-	250	400	100	100	-	-	-	-	-	200	-
Magnesio	-	-	50	50	50	50	125	30	-	-	-	-	-	-	-
Sodio	200	-	20	150	150	150	20	175	100	300	-	-	-	-	-

Tabla 22. Estándares normativos de diferentes países. Fuente: Elaborado a partir de Normas Internacionales para la Calidad del Agua de Bebida, CEPIS/ OPS-OMS, Mella (2012), Segura et al., (2013)

Comparando los resultados encontrados con los límites establecidos por las normas mexicanas, en el pozo del sitio, es decir, de la parcela, las concentraciones de Cu, Zn, Pb, Ba, V están por debajo de lo indicado, puesto que establecen valores permisibles más altos, mientras que, el Cr y el Cd se encuentran por debajo del límite de detección (LD=0.007 y 0.0014 mg/L respectivamente), lo contrario ocurre con el Mn y Fe (0.150 mg/L y 58.7 mg/L) que están por arriba de lo establecido (0.15 mg/L y 0.30 mg/L).

En el caso de las muestras de aguas negras del vertedero hay que tener presente que estas aguas no son aptas para tener contacto directo puesto que pueden afectar a la salud de las personas, plantas y animales, las concentraciones encontradas para el Cu (0.051 mg/L), Zn (0.069 mg/L) y Pb (0.002 mg/L) se encuentran debajo de los límites establecidos en las normas, mientras que, el Ni (0.257 mg/L), Cr (0.641 mg/L), Ba (0.081 mg/L), Mn (0.466 mg/L) y Fe (356.4 mg/L) están por arriba de lo que indican las normas.

Por otro lado, en las muestras de agua municipal no se detectaron los elementos tóxicos como el Cu, Ni, Zn, Pb, Cr, Cd, Ba y V, solo se detectó el Mn que estaba debajo de lo permisible y el Fe en altas concentraciones (247.5 mg/L) mayores que en el pozo de la parcela (58.7 mg/L).

Considerando este último, el **hierro** aunque no es considerado tóxico, es de gran importancia ambiental ya que interacciona con otros metales, debido a la formación de óxidos e hidróxidos de hierro los cuales tienen una gran capacidad de adsorción (Mendez y Armienta, 2011). En las aguas subterráneas anaerobias puede haber concentraciones de hierro ferroso sin que se manifieste alteración alguna del color ni turbiedad al bombearla directamente desde un pozo, pero, al entrar en contacto con la atmósfera, el hierro ferroso se oxida a férrico, tiñendo el agua de un color marrón rojizo no deseable (OMSS, 2011).

Actualmente una de las problemáticas es la contaminación hídrica por metales pesados, los de mayor importancia toxicológica en ambientes acuáticos son: Mercurio (Hg), Arsénico (As), Cromo (Cr), Plomo (Pb), Cadmio (Cd), Níquel (Ni) y Zinc (Zn) (Camacho, 2007); debido a que su exposición a altas concentraciones puede ser altamente toxica afectando seriamente a los suelos, plantas y cadena trófica (Pabón et al., 2021).

7

En el caso del **Cromo** la contaminación de las aguas ocurre por la descarga de desechos derivados de la manufactura de colorantes y pigmentos para el curtido de cueros, industria textil, industria petrolera e industria de platinado, el cual se va al fondo y sólo una pequeña parte se diluye en el agua. Mientras que la contaminación por **plomo** en el agua se da por los vertimientos de aguas residuales que contienen desechos de plomo derivados de la industria, o partículas contaminadas del suelo que son arrastradas hacia las fuentes de agua (Molina et al., 2010).

19

El **cobre** en un sistema de abastecimiento de agua de uso y consumo humano se debe a la acción corrosiva del agua que disuelve las tuberías de cobre en las edificaciones (OMSS, 2011). Es inmóvil ambientes acuáticos debido a su baja solubilidad de los sólidos que contienen cobre y la alta afinidad del cobre por las superficies minerales y orgánicas, es usado en la manufactura de textiles, conductores eléctricos, pinturas anti-incrustantes, arreglos de plomería y cañerías, monedas y utensilios de cocina, en pesticidas y fungicidas. Además, puede almacenarse en hígado, cerebro, corazón, riñón y músculos y ser potencialmente tóxico para los organismos acuáticos (Casares, 2012)

34

El **Níquel** de manera natural es liberado por volcanes o meteoritos, puede ser liberado a la atmósfera por industrias que fabrican aleaciones o compuestos de níquel, ser liberado por las chimeneas de grandes horno e incineradores de basura. En el agua y en aguas residuales puede estar disuelto o adherido a materia suspendida, la concentración en el agua de ríos y lagos es muy baja; sin embargo los efectos a la salud por exposición al níquel son problemas de bronquitis crónica, función pulmonar y cáncer de los pulmones (ATSDR, 2016).

En el caso del **vanadio** las principales fuentes están asociadas a las industrias de petróleo y plantas de energía que usan combustible de petróleo y carbón ricos en vanadio. El vanadio puede disolverse en el agua en forma de iones o puede adsorberse a partículas, su exposición a niveles altos de vanadio en el aire puede dañar los pulmones, diarrea leve y calambres estomacales (ATSDR, 2012).

De **cadmio** las principales fuentes de contaminación son las actividades industriales y mineras, puede ser expuesto al ambiente en las aguas residuales y fertilizantes, por lo que la ingesta de alimentos o de agua con niveles de cadmio

muy altos produce irritación grave del estómago causando vómitos y diarrea, a exposiciones prolongadas produce acumulación de cadmio en los riñones, enfermedad renal, daño del pulmón y fragilidad de los huesos. (ATSDR, 2012).

El **zinc** no se considera tóxico, aunque confiere al agua un sabor indeseable (, en concentraciones altas (3-5 mg/L) puede tener color opalino y una película oleosa al hervir (OMSS, 2011), disuelto en el agua la forma más tóxica lo constituye su forma iónica libre, de igual manera, es usado principalmente en la producción de aleaciones no corrosivas y en el galvanizado de productos de acero y el hierro (Casares, 2012). A pesar de que rara vez el agua de uso y consumo humano tiene cinc arriba de los 0.1 mg/L, la ingestión puede causar calambres estomacales, náusea y vómitos en casos extremos anemia y disminución de los niveles del tipo de colesterol que es beneficioso (ATSDR, 2005).

Los compuestos de **bario** están presentes en la naturaleza como depósitos de mineral y en rocas ígneas y sedimentarias, son usados por las industrias de gas y petróleo para fabricar lodos de perforación, la ingesta en alimentos y agua puede producir vómitos, calambres estomacales, diarrea, dificultad para respirar, aumento o disminución de la presión sanguínea, adormecimiento de la cara y debilidad muscular, en altas cantidades puede alterar el ritmo del corazón y producir parálisis e incluso la muerte (ATSDR, 2007).

De igual manera se comparó con otros estudios que presentan concentraciones superiores a las encontradas en el sitio de estudio, como el de Azpilcueta et al., (2017) en donde realizaron una valoración de la calidad química del agua de riego en campos productores de maíz forrajero en la Comarca Lagunera, México, encontraron las mayores concentraciones de los cationes Ca^{+2} (225.8 mg/L) y Na^{+} (215.51 mg/L), y, en menores concentraciones al Mg^{+2} (46.3010 mg/L) y K^{+} (7.917 mg/L); concentraciones de metales pesados como el Cd (0.039 mg/L), Pb (0.302 mg/L) y As (0.036 mg/L) muy por encima de límite máximo permisible por la NOM127-SSA1-1994, mismas que están asociadas a las actividades mineras de la región, sin embargo; la principal preocupación está en el riesgo ambiental y a la salud, éste último por tratarse de un región donde es predominante la producción de cultivos forrajeros para el ganado lechero.

De la misma manera [Gonzales et al., \(2019\)](#) evaluaron las características fisicoquímicas del río Atoyac, Puebla, encontrando que la calidad y composición química son el reflejo de los minerales con los que están en contacto debido a procesos como el intemperismo, sobresaliendo particularmente las altas concentraciones de Ca^{+2} (19.6 mg/L) y Mg^{+2} (13.5 mg/L), seguida del Na^{+} (7.13 mg/L) y K^{+} (3.51 mg/L), sin embargo; la concentración iónica de sodio (Na^{+}) no ha sido suficiente para causar problemas de sodicidad, al igual que las concentraciones de iones específicos (potencialmente tóxicos) como Cl^{-} (17.37 mg/L) y B (0.082 a 0.33 mg/L) que a la fecha no han afectado a los cultivos establecidos.

9.5.4 Riesgos ambientales

El riesgo ambiental se caracteriza como una consecuencia del proceso de desarrollo de civilización humana, misma que abarca una serie de elementos relacionados con la degradación y los cambios en el ambiente, su análisis considera las causas y las fuentes del riesgo, sus consecuencias, y la probabilidad de que estas consecuencias puedan ocurrir, así mismo, su relación con los niveles de vulnerabilidad de las personas afectadas y de su entorno ([Cohen, 2017](#)).

Por ejemplo en sitios de disposición de residuos sólidos urbanos (RSU), los impactos ambientales se le atribuyen a la liberación de gases contaminantes o de metales pesados, [Navarrete \(2004\)](#) reporto el riesgo por cadmio en un tiradero abandonado en el municipio de Sahuayo, Michoacán, mencionando que las principales fuentes son las pilas de uso doméstico, baterías de carro y motocicleta, además de diferentes tipos de plástico y hules, finalmente, encontraron concentraciones no permitidas para los organismos, además de representar una amenaza para la salud humana y medio ambiente, significativamente, los metales son liberados por la quema de basura en la superficie del suelo y subsuelo, percolando a las aguas subterráneas por lixiviación ([Gómez, 2010](#)).

Otro trabajo realizado fue en el municipio de Almoloya del Río, Estado de México, aquí se realizó un diagnóstico del tiradero a cielo abierto, caracterizando de los RSU con el fin de conocer su composición e identificación de la presencia

de residuos peligrosos (NMX-AA-022-1985), además, se determinó el grado de afectación al medio ambiente, principalmente al subsuelo y manto freático caracterizando los lixiviados y comparando los valores de Cr, Pb y Cd mismos que superan los niveles permisibles en cuerpos de agua (NOM-001-SEMARNAT-1996), finalmente, se identificó que el sitio puede operar dentro de lo que establece la NOM-083-SEMARNAT-2003 por 10 años más, si lleva a cabo las acciones contempladas en el plan de regularización (Corral et al., 2011).

Por otro lado, en el municipio de Mexicali en el estado de Baja California, se realizó una evaluación del riesgo ambiental asociado al tiradero a cielo abierto "Vado Carranza", se compararon las concentraciones máximas de los elementos químicos clasificándolos como peligrosos (cancerígenos o no cancerígenos), también, se encontró que las dioxinas (TCDD) son los contaminantes críticos que más contribuye a los efectos de riesgo y peligro, principalmente en el suelo y en la salud humana, debido a su acción cancerígena, por lo que señalan como fuente primaria de contaminación a la quema de basura, específicamente sus residuos y cenizas, afectando principalmente a la superficie del suelo y subsuelo, sumado a que estas pueden ser afectadas por diferentes mecanismos de liberación como el viento, lixiviación y disposición insitu (Pérez et al., 2013).

De igual manera, el incremento de la actividad agrícola y el uso elevado de plaguicidas químicos o agroquímicos para el control de plagas han tenido un impacto negativo en el ambiente, puesto que estas sustancias tóxicas han repercutido principalmente en el aumento al riesgo de contaminación al suelo, sistemas lagunares y mantos acuíferos (García y Rodríguez, 2012). Al mismo tiempo el uso de fertilizantes y pesticidas, exponen el deterioro del suelo, el agotamiento de los mantos freáticos, la pérdida de cobertura vegetal natural, pérdida de la biodiversidad, así como el deterioro de la salud de los trabajadores agrícolas y habitantes cercanos a los campos agrícolas (Arellano et al., 2009).

Schaaf, (2015), calculó el impacto ambiental que los pesticidas causan en el medio ambiente en San Vicente, provincia de Santa Fe, Argentina, teniendo en cuenta los siguientes factores: "ecotoxicología" (categoría toxicológica, toxicidad en abejas, aves y peces), "Toxicidad humana" (carcinogenicidad, neurotoxicidad, alteraciones endocrinas, genotoxicidad y capacidad irritativa), "Comportamiento ambiental" (la persistencia en el agua / sedimento, persistencia en el suelo y

7

bioconcentración), se encontró 32 productos (pesticidas) utilizados en el área de estudio, de los cuales 15 son insecticidas, 10 son herbicidas y 7 fungicidas que se aplican con pulverizadoras, los resultados indican que los plaguicidas más tóxicos son los insecticidas y que la mayoría de los pesticidas utilizados son la toxicidad media (43,75%), seguido de baja y alta toxicidad (21,88%) y, los de muy alta toxicidad (12,5%).

Otros trabajos como el de [Armijos y Serafín \(2016\)](#) muestran que la contaminación ambiental provocada por la actividad agrícola bananera esta principalmente influenciada por el uso excesivo de fertilizantes y plaguicidas en el proceso de la producción de banano, y que afecta directamente a los seres humanos y los recursos naturales como el agua.

Considerando el efecto en las aguas, hay que tener presente que el agua utilizada para riego con fines agrícolas tiene efectos importantes sobre la producción de cultivos, y el deterioro químico del suelo, sin embargo; la cantidad de agua para riego depende de las necesidades hídricas de los cultivos y del agua disponible, naturalmente, el agua superficial a medida que circula por la corteza terrestre arrastra y disuelve minerales, gases, compuestos orgánicos, microorganismos, en ocasiones las aguas utilizadas para riego pueden presentar contaminantes de naturaleza inorgánica, especialmente fertilizantes y metales pesados, cuya importancia se encuentra en su toxicidad para los organismos vivos ([Carabalí et al., 2019](#)).

Sin embargo la calidad del agua para riego engloba aspectos químicos como la concentración y composición de los constituyentes disueltos que contiene como la concentración de sales disueltas (0.7 y 1.5 dS. m^{-1}), presencia relativa de sodio (RAS), contenido de carbonatos y bicarbonatos (lo que condiciona el pH (5.5-7.0)), concentración de cloro, boro ($<0.5 \text{ mg/L}$), hierro y manganeso, al mismo tiempo, nutrimentos como calcio, magnesio y sulfatos; lo que determina el balance final en la aplicación de fertilizantes para la preparación de la solución nutritiva ([Castellanos y Ojodeagua, 2009](#); [Gomez et al., 2015](#)).

1

3

En contraste, los procesos de degradación más relevantes son derivados del mal uso que se realiza de la tierra por la actividad agrícola y la escasa planificación y gestión del espacio, al mismo tiempo, los daños producidos son

irreversibles al medio ambiente y el ser humano, con lo que se ocasiona la pérdida de los recursos naturales (Ángeles y Gil, 2006).

La actividad agrícola se desarrolla tanto en planicies, en las montañas, en las costas, en zonas de laderas con pendientes severas, tal es el caso del municipio de Reforma de Pineda, Oaxaca, el cual se encuentra en las llanuras costeras al sur del Istmo de Tehuantepec, la agricultura se practica en condiciones climáticas áridas, templadas, trópico-húmedas, trópico-secas (Jiménez, 2000), sin embargo; la intensificación del monocultivo y la utilización de agroquímicos entre los que se destacan los fertilizantes, herbicidas e insecticidas no favorecen al medio ambiente, ni a los suelos y ni a la actividad agrícola desarrollada por productores campesinos indígenas, aunado a esto se suma la degradación del suelo debido a su sobreexplotación, pérdida de los sistemas de regulación hídrica y la falta de protección eólica (Bautista y Smit, 2012).

Gijon et al., 2015, realizaron mediante una encuesta probabilística una evaluación socioeconómica y de las enfermedades de mayor incidencia, metales pesados en el agua de pozos y de análisis hematológicos en colonias aledañas al basurero municipal de la Ciudad de Oaxaca, mencionan que la gente que habita en los asentamientos está expuesta a contraer enfermedades infecciosas como son: cólera, paratifoidea, salmonelosis, fiebre tifoidea y la shigelosis; y las transmitidas por vector, como el dengue, la oncocerosis, el paludismo, la leishmaniasis y la tripanosomiasis, a esto se suma la contaminación atmosférica, la contaminación de mantos freáticos por los lixiviados de los residuos, la proliferación de roedores, parásitos, insectos, afectando directamente a la salud de los residentes, como consecuencia de una inexistente planeación urbana.

A continuación se presenta un diagrama (**figura 32**) de las posibles rutas de exposición desde la fuente contaminante hasta sus afectaciones que se pueden presentar en el sitio:

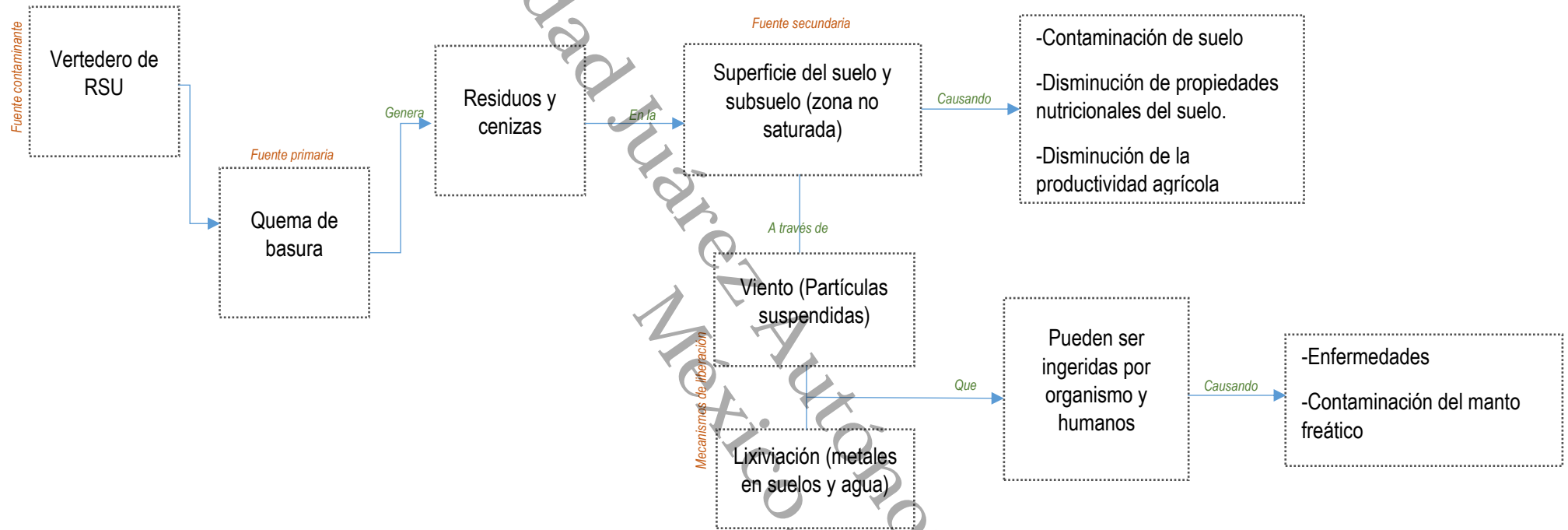


Figura 32. Posible ruta de exposición de contaminantes. Elaboración propia.

X. CONCLUSIONES

De acuerdo con la investigación el suelo presente en el sitio es de tipo cambisol eutricto (CMe), en cuanto a los análisis mineralógicos se concluye que las propiedades geoquímicas del sitio son: primero, que la roca que aflora es de tipo gneis de protolito ígneo como resultado de un metamorfismo fuerte, esto se ve reflejado con la presencia de cristales de cuarzo, plagioclasas, piroxenos, sericita y óxidos de hierro (III) que por el grado de alteración se indica que existió una inestabilidad y que los cristales buscaron transformarse; segundo, la DRX confirma la presencia de abundante mineral de cuarzo en las rocas aflorantes, de la misma manera en los suelos se presenta este mineral en conjunto con minerales como la caolinita seguido de microclina, albita y aluminosilicatos.

Por otra parte, mediante lo observado por SEM se demostró que la presencia de elementos en los vertederos de residuos sólidos como el Mo, Na, Cl y Ti son de origen antropogénico. La modelación numérica bidimensional lluvia–escurrimiento de la zona de estudio definió las zonas favorables para las explotaciones del acuífero, las cuales se encuentran localizadas en la parte baja del sitio. Así mismo, se concluye que los parámetros como textura y capacidad de campo entre otros como la precipitación, la estructura del suelo, el contenido de materia orgánica, la permeabilidad, porosidad influyen en la capacidad de retención y circulación de agua en el suelo.

Sin embargo, la determinación de la lámina de riego de 28 % a 46% podría usarse para definir el requerimiento hídrico de los cultivos y sostenibilidad de los mismos, encontrándose la mayor retención de agua se encontró en los puntos correspondientes a texturas areno francosas y correlacionándolo con el modelado numérico lluvia – escurrimiento se muestran las mismas zonas con mayor disponibilidad de agua, por lo que se concluye que la geoquímica combinada con modelos hídricos podría contribuir en la zonificación de las fuentes hídricas, su dirección y el almacenamiento.

Además, la deficiente materia orgánica presente debido a las condiciones de aridez y el poco aporte de residuos orgánicos y la alta acidez sugiere el uso de cal y fertilizantes ricos principalmente en fósforo, nitrógeno y potasio. Puesto que los resultados de EAA en suelos mostraron las mayores concentraciones de macronutrientes como el K, Ca, Na, Mg en la parcela y metales como el Ba, V, Cr y Ni tanto de la parcela como en los vertederos.

En contraste, los resultados de EAA en agua siguieron considerando la poca pero significativamente la presencia de Cu, Zn, Pb y Ba en el agua del pozo de la parcela, en lo que respecta al pozo de agua municipal los elementos como el Mg están muy por debajo de lo requerido mientras que el Fe se encuentra en altas concentraciones por arriba de los límites permisibles, esto último es de gran importancia ya que el Fe interacciona con otros metales formando óxidos e hidróxidos de hierro los cuales tienen gran capacidad de adsorción, que al comparar con el modelo de escurrimiento, se observaron factores de acumulación en la parte baja donde se localiza las zonas de mayor reserva de agua, por lo que podrían existir riesgos de consumo o de bioacumulación de estos metales.

Por lo tanto, los resultados anteriores demuestran la hipótesis de que la modelación hidrológica aplicada a la investigación permitirá delimitar las zonas favorables para la explotación del acuífero y que las características cualitativas y de calidad, no solo garantizan la accesibilidad para el abasto suficiente del recurso para la zona productora del sector agrícola, también pueden definir los riesgos ambientales asociados por las malas prácticas de disposición de residuos.



XI. RECOMENDACIONES

- ✚ Se recomienda realizar un análisis foliar para conocer el estado nutricional de las plantas.
- ✚ Implementar un método o sistema de riego en el sitio considerando los dos tipos de texturas presentes por áreas, para dar un uso racional y óptimo al recurso hídrico.
- ✚ Calcular la eficiencia del riego usando valores reales del volumen de agua suministrado a la parcela.
- ✚ Crear barreras impermeables en los tiraderos para evitar la infiltración de lixiviados contaminantes al subsuelo y aguas subterráneas.
- ✚ Realizar estudios de geoelectrónica para delimitar el área del acuífero para el sitio.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

XII. REFERENCIAS

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR). 2005. *Reseña Toxicológica del Cinc (versión actualizada) (en inglés)*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública.

25 Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (ATSDR). 2007. *Reseña Toxicológica del Bario y Compuestos de Bario (versión actualizada) (en inglés)*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública.

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (ATSDR). 2012. *Reseña Toxicológica del Cadmio (en inglés)*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública.

Alcalá, M. C. G. (2007). *La contaminación de suelos y aguas: su prevención con nuevas sustancias naturales*. (Vol. 74). Universidad de Sevilla.

Alloway B. J. 2013. *Heavy metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 3 edición. Springer.

Alloway, B. J. (2008). Zinc in soils and crop nutrition.

89 Álvarez, C. A., Acevedo Barrios, R., & Severiche Sierra, C. (2013). Evaluación analítica para la determinación de aluminio, bario y cromo en aguas, por espectroscopia de absorción atómica con llama óxido nitroso-acetileno.

33 Álvarez, G., Sustaita, F., Bautista, G., y Pedro-Santos, E. C. (2016). *Ordenamiento ecológico territorial de Guadalupe Cuauteppec, San Juan Bautista Suchitepec, Oaxaca, desde una perspectiva técnica y comunitaria*. Madera y bosques, 22(1), 155-167.

Andreu, V., Gimeno-García, E., González-Pelayo, O., Campo, J., & Rubio, J. L. (2010). *Respuesta hidrológica y erosiva de un suelo forestal mediterráneo en recuperación de diferentes impactos*. Pirineos, 165, 29-53.

Ángeles, G. R., & Gil, V. (2006). Identificación del grado de

transformación antrópica y riesgo ambiental en cuencas fluviales serranas.

El caso de la cuenca del arroyo El Belisario (Argentina). *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (6), 138-151.

Anta, J., Bermúdez, M., Cea, L., Suárez, J., Ures, P., y Puertas, J. (2015). *Modelización de los impactos por DSU en el río Miño (Lugo). Ingeniería del agua*, 19(2), 105-116.

Arellano, E., Camarena, L., von Glascoe, C., & Daesslé, W. (2009). Percepción del riesgo en salud por exposición a mezclas de contaminantes: el caso de los valles agrícolas de Mexicali y San Quintín, Baja California, México. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 27(3), 291-301.

Arzate-Flores J.A., Molina-Garza R., Corbo-Camargo F., Márquez-Ramírez V. (2016) *Low Angle Contact Between the Oaxaca and Juárez Terranes Deduced From Magnetotelluric Data*. In: Bandy W.L., Dañobeitia J., Gutiérrez C., Taran Y., Bartolomé R. (eds) *Geodynamics of the Latin American Pacific Margin. Pageoph Topical Volumes*. Birkhäuser, Cham

Asesores, T., y Constructores, S. D. C. (1984). *Estudio Geohidrológico Cuantitativo del Valle de Etna y Zimatlán en el Estado de Oaxaca*. Consultado: Centro de Consulta del Agua, Organismo de Cuenca Pacífico Sur, Oaxaca, Oax.

Audefroy, J., y Aceves, F. (2006). *Riesgos ambientales y urbanización en el Valle de México*. *Revista de Arquitectura El Cable*, (5), 61-70.

Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture* (Vol. 29, p. 174). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Azpilcueta Pérez, M. E., Pedroza Sandoval, A., Sánchez Cohen, I., Salcedo Jacobo, M. D. R., & Trejo Calzada, R. (2017). *Calidad química del agua en un área agrícola de maíz forrajero (Zea mays L.) en la Comarca Lagunera, México*. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 33(1), 75-83.

Barattini, P., & Hepp, C. (2019). *Mineralización de materia orgánica en suelos de la Patagonia*. Informativo INIA Tamel Aike.

- Bautista, A., Gutiérrez, M., del Castillo, R. F., y Etchevers, J. D. (2005). *Cronosecuencia de un suelo y su clasificación en un área originalmente ocupada por bosque mesófilo de montaña*. *Terra Latinoamericana*, 23(2), 147-157.
- Bautista, A., y Arnaud, M. R. (2006). *Elementos potencialmente tóxicos en suelos agrícolas con manejo de riesgo contaminante*. *Naturaleza y Desarrollo*, 4(1), 36-42.
- Bautista, J. A., & Smit, M. A. (2012). Sustentabilidad y agricultura en la " región del mezcal" de Oaxaca. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 3(1), 5-20.
- Bernabé Quintana, C. M., y Tesen Rojas, P. D. P. (2020). Eficiencia de fitorremediación del almajo salado "salicornia fruticosa" para recuperar suelos salinos del sector baldera–distrito de san José, Lambayeque, 2018.
- Bernal, I., Cabezas, H., Espitia, C., Mojica, J., & Quintero, J. (2003). Análisis próximo de arcillas para cerámica. *Rev. Acad. Colomb. Cienc*, 27(105), 569-578.
- Blackhall, V., Curetti, M., & Colavita, G. (2018). Deficiencia de magnesio en manzano.
- Blunt, M.J., Bijeljic, B., Dong, H., Gharbi, O., Iglauer, S., Mostaghimi, P., Paluszny, A. & Pentland, C. 2013. Pore-scale imaging and modelling. *Advances in Water Resources* 51: 197-216
- Bonomelli, C., Bonilla, C., & Valenzuela, A. (2003). Efecto de la fertilización fosforada sobre el contenido de cadmio en cuatro suelos de Chile. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 38, 1179-1186.
- Bosch, M., Costa, J., Cabria, F., y Aparicio, V. (2012). Relación entre la variabilidad espacial de la conductividad eléctrica y el contenido de sodio del suelo. *Ciencia del suelo*, 30(2).
- Brizuela, J., & Jiménez, Y. (2012). Metodologías aplicadas para el establecimiento de los niveles de referencia para metales pesados en la evaluación de la contaminación en suelos. *Avances en Química*, 7(2), 101-109.

- Brun, LA, Maillet, J., Hinsinger, P. y Pépin, M. (2001). Evaluación de la disponibilidad de cobre para plantas en suelos de viñedos contaminados con cobre. *Contaminación ambiental*, 111 (2), 293-302.
- Brus, D.J., F.P.J. Lamé, and R.H. Nieuwenhuis. 2009. National baseline survey of soil quality in the Netherlands. *Environmental Pollution* 157:2043-2052.
- Caballero, G., Carrillo, R., Gómez, U., y Jerez, S. (2010). Presencia de arsénico en pozos y en cultivos en Oaxaca, México. *Agronomía mesoamericana (Costa Rica)*, 21(1), 177-184.
- Cabeza, C. M. P. (2019). Caracterización Mineralógico Textural Del Sector Sur-Oeste Del Macizo Cajalbana, La Palma Pinar, Del Río. *Infomin*, 9(2), 10-24
- Cabrera, F. (2009). Materia orgánica del suelo: papel de las enmiendas orgánica.
- Camacho-Sánchez, M. I. (2007). Bioconcentración y toxicidad de metales en el langostino *Macrobrachium rosenbergii* (de Man). *Revista de Toxicología*, 24(1), 14-17.
- Cámara, J. (2016). Quantifying patterns of complexity controlled by parent material at different spatial scales: from drainage network architecture at landscape scale to soil texture. A hydropedologic research conducted on wine regions of the Douro river basin. Tesis (Doctoral), E.T.S. de Ingeniería Agronómica, Alimentaria y de Biosistemas (UPM).
- Carabalí, J. A. Q., García, J. G., Solano, M., Llumiquinga, G., Burgos, C., & Villacrés, D. V. C. (2019). Evaluación de la calidad de agua para riego y aprovechamiento del recurso hídrico de la quebrada Togllahuayco. *Siembra*, 6(2), 46-57.
- Cárdenas-Navarro, R., Sánchez-Yáñez, J. M., Farías-Rodríguez, R., & Peña-Cabriales, J. J. (2004). Los aportes de nitrógeno en la agricultura. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 10(2), 173-178.
- Cardona, D. A., & Sadeghian, S. (2013). Beneficios del sombrío de guamo en suelos cafeteros. Centro Nacional de Investigaciones de Café (Cenicafé).

Celaya-Michel, H., & Castellanos-Villegas, A. E. (2011). Mineralización de nitrógeno en el suelo de zonas áridas y semiáridas. *Terra Latinoamericana*, 29(3), 343-356.

Céspedes, D. G., Romero, J. L. S., Rieumont, S. O., Gutiérrez, L. R., Peñalver, P. A. C., Cazorla, L. L., & Roque, I. Á. (2012). Evaluación de la incorporación de metales pesados al agroecosistema. Rol de las prácticas productivas ejecutadas por los trabajadores agrícolas. *Revista Cubana de Salud y Trabajo*, 13(1), 3-9.

28 Chofqi, A., Younsi, A., Mania, J., Mudry, J., & Veron, A. (2004). Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco). *Journal of African earth sciences*, 39(3-5), 509-516.

Cofie, O., Veenhuizen, R., Vreede, V., & Maessen, A. (2010). Gestión de Residuos para la Recuperación de Nutrientes: Opciones y desafíos para la agricultura urbana. *Revista Agricultura Urbana*, (23), 3.

Cohen, M. A. (2017). Riesgo ambiental: la aportación de Ulrich Beck. *Acta sociológica*, 73, 171-194.

Conti, M. E. (2000). Dinámica de la liberación y fijación de potasio en el suelo. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*. INPOFOS, 8, 25-37.

Contreras-Hinojosa, J., Volke-Haller, V., Oropeza-Mota, J., Rodríguez-Franco, C., Martínez-Saldaña, T., & Martínez-Garza, Á. (2005). Reducción del rendimiento de maíz por la erosión del suelo en Yanhuatlán, Oaxaca, México. *Terra Latinoamericana*, 23(3), 399-408.

Corral, S. T., Becerra, B. B., Berriel, M. D. C. H., Beltrán, G. G., & Miranda, M. G. M. (2011, October). Afectación ambiental del tiradero a cielo abierto de Almoloya del Río, Estado de México. In *Proceedings of IV Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos*.

76 Dantu, S. 2009. Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid. *Serie Medio Ambiente. Environ Monit Assess* 149:213-222.

De Astudillo, L. R., Prin, J. L., Noriega, J., Albornoz, L. A., Hidalgo-Prada, B. & Ramírez, A. (2008). Determinación de mercurio en suelos del sector minero las claritas, estado bolívar, mediante procesos analíticos de especiación y microscopía electrónica de barrido (meb). Saber. Revista multidisciplinaria del consejo de investigación de la universidad de oriente, 20(3), 343-352.

35 De La Cruz-Landero, N., Chávez, Á. A., & Leal, S. L. (2013). Acumulación de metales pesados en sedimentos del ecosistema manglar en Laguna de Términos, Campeche, México. *Foresta Veracruzana*, 15(1), 25-30.

Delgado, W. G. (2015). Gestión y valor económico del recurso hídrico. *Revista Finanzas y Política Económica*, 7(2) p. 279-298.

Demolon, A. 1952. *Dynamique du soil*, Dunod, p.186-187.

Demoustier, A., Castroviejo, R., & Charlet, J. M. (1998). Clasificación textural del cuarzo epitermal (Au–Ag) de relleno filoniano del área volcánica de Cabo de Gata, Almería. *Boletín geológico y minero*, 109(5 [-6]), 29-48.

Determinación de cationes en agua potable del cantón de Grecia, Costa Rica por absorción atómica. *InterSedes: Revista de las Sedes Regionales*, vol. XV, núm. 30, 2014, pp. 95-106 Universidad de Costa Rica.

81 Díaz Gámez, E. M., & Otoniel Fargas, E. (2020). Efecto de bioindicadores de calidad de suelo y agua sobre el bienestar humano en la comunidad el Naranjo, San Ramón-Matagalpa 2019 (Doctoral dissertation, Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, Managua).

Domínguez, J., y Carrillo, J. J. (1810). El agua subterránea como elemento de debate en la historia de México. *México en tres momentos*, 1910-2010.

3 Espinoza, C., González, O., y Vargas, R. (2012). La evaluación del impacto ambiental y el desarrollo sustentable. Estudio de caso San Pedro Mixtepec, Juquila, Oaxaca. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 18(1), 87-99.

Estupiñán, L. H., Gómez, J. E., Barrantes, V. J., & Limas, L. F. (2009). Efecto de actividades agropecuarias en las características del suelo en el páramo El Granizo, (Cundinamarca-Colombia).

- Fernández, M. E., Spescha, L., Barnatán, I., y Murphy, G. (2012). Modelo de balance hidrológico operativo para el agro (BHOA). REV. Facultad de Agronomía UBA, 32(1-2), 31-47.
- Fernández, M. T. (2007). Fósforo: amigo o enemigo. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, 41(2), 51-57.
- Flores, E. L., Martínez, R. G., Chávez, R. E., Crusillo, Y., Jiménez, G., y Campos, O. (2008). Numerical modeling of Etna Valley aquifer, Oax., Mexico: Evolution and remediation scenarios. Geofísica internacional, 47(1), 27-40.
- Flores, E., Matadamas, D.T., Hernández, R. I. y Fernández, J. P.(2018). Interpretación geofísica y preliminar de flujo en la microcuenca Agua Blanca, Oaxaca (México). II Jornadas de Investigación, Desarrollo e Innovación en Ingeniería Civil. Escuela Politécnica de Mieres. Universidad de Oviedo (Asturias- España).
- Flores, M., González, E., & Escalona, V. (2020). Introducción a la solución nutritiva.
- Frascari, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G., & Nocentini, M. (2004). Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. Chemosphere, 54(3), 335-343.
- Gabriels, D., & Lobo, D. (2011). Métodos para determinar granulometría y densidad aparente del suelo. Venesuelos, 14(1), 37-48.
- Gadepalle, V. P., Ouki, S. K., Herwijnen, R. V., & Hutchings, T. (2007). Immobilization of Heavy Metals in Soil Using Natural and Waste Materials for Vegetation Establishment on Contaminated Sites. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 16(2), 233–251.
- Gaete, H., Hidalgo, M. E., Neaman, A., & Ávila, G. (2010). Evaluación de la toxicidad de cobre en suelos a través de biomarcadores de estrés oxidativo en *Eisenia foetida*. *Química Nova*, 33, 566-570.

Gandarilla, F. C., Moreno, G. C., y Avilés, M. O. (2005). Aplicaciones de la difracción de rayos-X a materiales policristalinos. Sociedad Mexicana de Cristalografía.

García Domínguez, M. Y., & Sánchez Cohen, I., & García Herrera, G., & Moreno Díaz, L., & Trejo Calzada, R., & Hernández Martínez, M. A. (2010). Evaluación de la eficiencia de riego en el módulo iv del distrito de riego 017 Comarca Lagunera, México. Revista Chapingo Serie Zonas Áridas, IX(2),99-106.

20 García, A. J. H., Jaime, Y. N. M., Bastardo, L. D. S., Llovera, F. A. S., & Contreras, A. M. Z. (2009). Humedad compactante y sus implicaciones agrícolas en dos suelos franco arenoso de sabana del estado Monagas, Venezuela. Revista Científica UDO Agrícola, 9(4), 937-950.

García, I., y Dorronsoro, C. (2005). Contaminación por Metales Pesados en Tecnología de Suelos. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola.

García-Gutiérrez, C., & Rodríguez-Meza, G. D. (2012). Problemática y riesgo ambiental por el uso de plaguicidas en Sinaloa. Ra Ximhai, 8(3), 1-10.

García-Mendoza, A. J., Díaz, M. D. J. O., & Briones-Salas, M. (Eds.). (2004). Biodiversidad de Oaxaca. UNAM.

55 Gasca, C. A., Menjivar, J. C., & Trujillo, A. T. (2011). Cambios en el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y la relación de absorción de sodio (RAS) de un suelo y su influencia en la actividad y biomasa microbiana. *Acta Agronómica*, 60(1), 27-38.

99 Gijón Cruz, A. S., Reyes Morales, R. G., & Benítez Ávila, I. S. (2015). Impacto del medio ambiente en el bienestar de los habitantes de las colonias del basurero municipal de la ciudad de Oaxaca.

Giler Jaramillo, E. M., & Vargas Álvarez, M. G. (2018). Caracterización de la zona de recarga hídrica Apangora (Bachelor's thesis, Universidad Estatal Amazónica).

- Ginés, I., & Mariscal-Sancho, I. (2002). Incidencia de los fertilizantes sobre el pH del suelo. UPM: Madrid, Spain, 1-9.
- Giraldo, A. (2005). Guía de trabajos prácticos N° 2: Procesamiento de los datos de precipitación. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional del Nordeste.
- Gisbert Blanquer, J. M., Ibañez Asensio, S., & Moreno Ramón, H. (2012). El espacio poroso del suelo.
- Giuffré, L., Ratto, S., Marbán, L., Schonwald, J., & Romaniuk, R. (2005). Riesgo por metales pesados en horticultura urbana. *Ciencia del suelo*, 23(1), 101-106.
- Gómez F. (2010). Metales Pesados en Vado Carranza. Tesis de Maestría. Instituto de Ingeniería. Universidad Autónoma de Baja California. Mexicali, México, 84pp.
- Gómez, J. C. (2013). Manual de Prácticas de Campo y del Laboratorio de Suelos. México: Centro Agropecuario "La Granja".
- Gómez, J. J. C., Muñoz, R. B., & Rodríguez, M. D. L. H. (2015). Calidad del agua para riego en la agricultura protegida en Tlaxcala. *Ingeniería*, 19(1), 39-50.
- Gomez, M. L. (2009). Definición de la aptitud de agua para riego en un agroecosistema del sur de la provincia de Córdoba, Argentina. *Investigación y Ciencia*, 17(45), 38-43.
- Gómez, V. B. (2014). El calcio y su asimilación por parte de las plantas. *Cannabis Magazine: La revista de los profesionales y amantes del cáñamo*, (125), 58-63.
- Gonzalez Flores, E., Tornero Campante, M. A., Angeles Cruz, Y., & Bonilla y Fernandez, N. (2009). Concentración total y especiación de metales pesados en biosólidos de origen urbano. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 25(1), 15-22.
- González Hernández, F. M., Pereira, M. D., Goy, J. L., Forteza, J., Bernal, M. N., García, A. M., & Martínez, A. (2002). Concentraciones de metales pesados

en suelos de las inmediaciones de Béjar (Salamanca, España):

impactos arenales-vertederos de RSU y lineales carretera Salamanca-Cáceres.

González, M. E. P., y Rodríguez, M. P. G. (2013). Aplicaciones de la teledetección en degradación de suelos. BAGE, (61).

Griffiths D.H. and Barker R.D. 1993, Two-dimensional resistivity imaging and modelling in areas of complex geology. *Journal of Applied Geophysics*, 29, 211-226.

Guadarrama-Tejas, R., Kido-Miranda, J., Roldan-Antunez, G., Salas-Salgado, M., Mata-García, M., Vázquez-Briones, M. D. C., & Ortega-Herrera, F. (2016). Contaminación del agua. *Revista deficiencias ambientales y recursos naturales [Internet]*, 2(5), 1-10.

Guagliardi, I., Cicchella, D., De Rosa, R., Ricca, N., & Buttafuoco, G. (2018). Geochemical sources of vanadium in soils: evidences in a southern Italy area. *Journal of Geochemical Exploration*, 184, 358-364.

Hang, S. (2012). El complejo de intercambio del suelo – Capacidad de Intercambio Catiónica. Colombia: Elsevier. 5 (1), pp. 4-5

Harden JD, Pitt RE (2013). Effects of soil components and liming effect of CCA-wood ash upon leaching of Cu, Cr, and As from CCA-wood ash in Ultisol soil. *Soil Sediment Contam* 22:39–55.

Hernández Sánchez, R. I. (2016). Prospección de aguas subterráneas en los valles centrales de Oaxaca a partir de los métodos geofísicos de gravimetría, magnetometría y resistividad eléctrica.

Hernández Santana, J. R., Ortiz Pérez, M. A., & Mah Eng, M. F. (2009). Análisis morfoestructural del estado de Oaxaca, México: un enfoque de clasificación tipológica del relieve. *Investigaciones geográficas*, (68), 7-24.

Hernández, A., López, J., y González, E. (2012). Heavy metal quantification in community soils impacted by mining activities in the northern mountains of Oaxaca, México. *Environ. Sci. Ind. J*, 7, 343.

Hernández, J., Barbazán, M., & Perdomo, C. (1992). Potasio. Universidad de la República.

- Hernandez, R. y Casamitjana, M. (2014). Determinación de arcillas. *Manual de micromorfología de suelos y técnicas complementarias*.(pp.65-80). Medellín, Colombia: Fondo Editorial Pascual Bravo.
- Hossne G., A. y J. Salazar. 2004. Límites de consistencia y sus implicaciones agrícolas en un suelo Ultisol de sabana del Estado Monagas de Venezuela. *Agronomía Costarricense* 28: 69-80.
- Hossne, G., & Américo, J. (2008). La densidad aparente y sus implicaciones agrícolas en el proceso expansión/contracción del suelo. *Terra Latinoamericana*, 26(3), 195-202.
- Huanca Huisa, L. (2019). Cálculo del factor de secamiento en el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa*) con el método de riego por microaspersión en Centro Agronómico K'ayra-San Jerónimo-Cusco.
- Hussain, T., & Gondal, M. A. (2008). Monitoring and assessment of toxic metals in Gulf War oil spill contaminated soil using laser-induced breakdown spectroscopy. *Environmental monitoring and assessment*, 136(1), 391-399.
- Hyvaluoma, J., Thapaliya, M., Alaraudanjoki, J., Sirén, T., Mattila, K., Timonen, J. & Turtola, E. 2012. Using microtomography, image analysis and flow simulations to characterize soil surface seals. *Computers & Geosciences* 48: 93-101.
- Ibáñez Asensio, S., Gisbert Blanquer, J. M., & Moreno Ramón, H. (2011). Tectosilicatos.
- Ibáñez J. J (16 octubre 2007) Hidroedafología: Una Nueva Disciplina [Mensaje en un blog] Recuperado de <https://www.madrimasd.org/blogs/universo/2007/10/16/76416>
- Imtiaz, M., Rizwan, M. S., Xiong, S., Li, H., Ashraf, M., Shahzad, S. M., & Tu, S. (2015). Vanadium, recent advancements and research prospects: a review. *Environment International*, 80, 79-88.
- INPOFOS. (1997). Manual Internacional de Fertilidad de Suelos. Quito, Ecuador: Instituto de la Potasa y el Fósforo.

Instituto Politécnico Nacional. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR) Unidad Oaxaca, 1999, Estudio para el Uso y Manejo Racional de Acuíferos a través de la Modelación Matemática, en Regiones de Guerrero y Oaxaca.

INTAGRI. 2017. Ventajas del Uso de Roca Fosfórica en la Agricultura. Serie Suelos. Núm. 30. Artículos Técnicos de INTAGRI. México. 3 p.

Ilyaka, Y. A. (2011). Nickel in soils: a review of its distribution and impacts. *Scientific Research and Essays*, 6(33), 6774-6777.

Jiménez Castañeda, M. E. (2017). Caracterización hidrogeológica de la laguna de lixiviados del tiradero municipal de la ciudad de Oaxaca.

Kaoser, S., Barrington, S., & Elektorowicz, M. (2000). Compartments for the Management of Municipal Solid Waste. *Journal of Soil Contamination*, 9(5), 503–522.

Kraemer, F. B., Fernández, P. L., Cedia, M. B., Chagas, C. I., & Morras, H. (2016). Efectividad de distintos pretratamientos en el análisis granulométrico de tres suelos contrastantes de la Región Pampeana= Effectiveness of different pretreatments on granulometry analysis for three contrasting soils of the Pampean Region. *Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo*.

Kubier, A., Wilkin, R. T., & Pichler, T. (2019). Cadmium in soils and groundwater: a review. *Applied Geochemistry*, 108, 104388.

Lacasta, C., Benítez, M., Maire, N., & Meco, R. (2006). Efecto de la textura del suelo sobre diferentes parámetros bioquímicos. In VII Congreso SEAE: Agricultura y Alimentación Ecológica. Toledo, España.

Lacasta, C., Meco, R., Maire, N. 2005. Evolución de las producciones y de los parámetros químicos y bioquímicos del suelo, en un agrosistema de cereales sometido a diferentes manejos de suelo durante 21 años. El reto de la Agricultura y Medio Ambiente, la Energía y la Nueva Política Agraria Común. Congreso Internacional sobre Agricultura de Conservación: 429-436.

- Lamz Piedra, A., & González Cepero, M. C. (2013). La salinidad como problema en la agricultura: la mejora vegetal una solución inmediata. *Cultivos tropicales*, 34(4), 31-42.
- Lavell, A. (2001). Sobre la gestión del riesgo: apuntes hacia una definición. *Biblioteca Virtual en Salud de Desastres-OPS*, 4, 1-22.
- Lemanceau, P., Bauer, P., Kraemer, S. y Briat, JF (2009). Dinámica del hierro en la rizosfera como estudio de caso para analizar interacciones entre suelos, plantas y microbios. *Planta y suelo*, 321 (1), 513-535.
- León, L., Lozano, Z., & Villafañe, R. (2011). Efecto del contenido de sodio en el agua de riego sobre las propiedades de dos suelos de la depresión del lago de valencia. *Venesuelos*, 10(1-2), 31-47.
- Li, X.-Y., H.S. Lin, and H.H. Gerke. 2018. *Frontiers in hydropedology: Interdisciplinary research from soil architecture to the critical zone. Vadose Zone.*
- Lock, K., & Janssen, C. . (2003). *Influence of ageing on zinc bioavailability in soils. Environmental Pollution*, 126(3), 371–374. doi:10.1016/s0269-7491(03)00232-x.
- López Báez, Walter, Reynoso Santos, Roberto, López Martínez, Jaime, Villar Sánchez, Bernardo, Camas Gómez, Robertony, & García Santiago, Jorge Octavio. (2019). Caracterización físico-química de suelos cultivados con maíz en Villaflores, Chiapas. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 10(4), 897-910.
- López Mosquera, ME. & Sainz Osés, M.J. (Coords.) (2011). *Guía de residuos orgánicos de uso agrícola. Santiago de Compostela: Servizo de Publicacións. Universidade de Santiago de Compostela.*
- López-López, R., Arteaga-Ramírez, R., Vázquez-Peña, M. A., López-Cruz, I. L., & Sánchez-Cohen, I. (2009). Producción de tomate de cáscara (*Physalis ixocarpa* Brot.) basado en láminas de riego y acolchado plástico. *Revista Chapingo. Serie horticultura*, 15(1), 83-89.

López-Teloxa, L. C., Monterroso-Rivas, A. I., & Gómez-Díaz, J. D. (2020). Carbono orgánico en suelos agrícolas del trópico mexicano. *Revista de Geografía Agrícola*, (64), 161-181.

Lugo, E., Playà, E., & Rivero, L. (2008). Aplicación de la tomografía eléctrica a la prospección de formaciones evaporíticas. *Geogaceta*, 44, 223-226.

Luna, I. A., Dager, M. R., & Rodríguez, M. L. (2013). Interferencia de cloruros en la determinación del carbono orgánico en suelos agrícolas. *Multiciencias*, 13(4), 381-388.

Madejón, P. (2013). Vanadium. In *Heavy Metals in Soils* (pp. 579-587). Springer, Dordrecht.

Mahler, R. L. (2003). General overview of nutrition for field and container crops. National Proceeding: Forest and Conservation Nursery Associations. Riley, LE, Dumroese RK, Landis, TD Tech. Coords. June, 9-12.

Mancilla Villa, O. R., Fregoso Zamorano, B. E., Hueso Guerrero, E. J., Guevara Gutiérrez, R. D., Palomera García, C., Olguín López, J. L., ... & Flores Magdaleno, H. (2017). Concentración iónica y metales pesados en el agua de riego de la cuenca del río Ayuquila-Tuxcacuesco-Armería. *Idesia (Arica)*, 35(3), 115-123.

Manjarrez, C. (1981). Geologic and radiometric prospect of the mine "El Muerto" Oaxaca, Mex.

Martínez, C., Huante, Y., Santiago, I., Sandoval, G., Estrada, C., y Madrid, J. (2013). Diagnóstico de la calidad de agua de los pozos de Puerto Ángel, San Pedro Pochutla, Oaxaca. *Ciencia y mar*, 18(50), 11-18.

Martínez-Alva, G., Gheno-Heredia, Y. A., Vieyra-Reyes, P., Martínez-Campos, Á. R., Castillo-Cadena, J., López-Arriaga, J. A., ... & Arteaga-Reyes, T. T. (2020). GEODISPONIBILIDAD DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN SUELOS AGRÍCOLAS QUE REPRESENTAN RIESGO PARA EL AMBIENTE Y LA SALUD DE LA POBLACIÓN DEL NEVADO DE TOLUCA, MÉXICO. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 36(4), 847-856.

- Martos-López, Á. (2016). La importancia del agua para nuestro planeta.
- Masola, M. J. (2020). Propagación lateral de la compactación por tránsito de la maquinaria agrícola: ¿ afecta la calidad del suelo, el intercambio gaseoso y la productividad de los cultivos?.
- Mattar, M., & Pizarro, C. (2007). Determinación de la curva de absorción de nutrientes, mediante sondas extractómetras y análisis foliares en palto (*Persea americana Mill*) cv Hass. In memoria VI World Avocado Congress (Vol. 12, pp. 1-10).
- MC ARUANI, E. S. (2003). Fracciones de micronutrientes en suelos del Alto Valle de Río Negro, Argentina.
- Medina-Méndez, J., Volke-Haller, V., Galvis-Spínola, A., Cortés-Flores, J. I., & Santiago-Cruz, M. (2017). Incremento de la materia orgánica del suelo sobre el rendimiento del mango en luvisoles, Campeche, México. *Agronomía Mesoamericana*, 28(2), 499-508.
- Mejía, J. M., y Gutiérrez, V. R. (2014). Caracterización de propiedades físicas de suelos mediante análisis de imágenes y simulación fluido-dinámica a escala de poro. En Loaiza JC, Stoops G, Poch RM, Casamitjana M (Eds). 2014. Manual de micromorfología de suelos y técnicas complementarias. (pp. 353- 375). Fondo Editorial Pascual Bravo. Medellín, Colombia.
- Melgarejo, Joan Carles, Proenza, Joaquín A., Galí, Salvador, & Llovet, Xavier. (2010). Técnicas de caracterización mineral y su aplicación en exploración y explotación minera. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 62(1), 1-23.
- Mella, S. (2012). Estudio comparativo de normas de calidad de agua potable en distintos países de américa.
- Méndez, J. P., Ramírez, C. A. G., Gutiérrez, A. D. R., & García, F. P. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and subtropical Agroecosystems*, 10(1), 29-44.
- Méndez-Leyva, F. A. (2014). Distribución vertical de carbono orgánico y densidad aparente en gleysol con petróleo intemperizado en La Venta,

Tabasco (Doctoral dissertation, Tesis de Licenciatura). Universidad Popular de la Chontalpa. Cárdenas, Tabasco).

Méndez-Ortiz, B. A., Carrillo-Chávez, A., Monroy-Fernández, M. G., & Levresse, G. (2012). Influencia del pH y la alcalinidad en la adsorción de As y metales pesados por oxihidróxidos de Fe en jales mineros de tipo skarn de Pb-Zn-Ag. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 29(3), 639-648.

12 Méndez-Ramírez, M., & Armienta Hernández, M. A. (2012). Distribución de Fe, Zn, Pb, Cu, Cd y As originada por residuos mineros y aguas residuales en un transecto del Río Taxco en Guerrero, México. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 29(2), 450-462.

Mieres Venturini, L., Scarpin, G. J., & Paytas, M. J. (2018). *Análisis de suelo a lotes algodoneiros, limitantes y potencialidades por regiones*. Asociación para la Promoción de la Producción Algodonera, Argentina.

Mikkelsen, R. (2010). Fuentes de Magnesio. *Better Crops*, 94(2), 26-28.

Millaleo, R., Reyes-Díaz, M., Ivanov, AG, Mora, ML y Alberdi, M. (2010). Manganeso como elemento esencial y tóxico para las plantas: mecanismos de transporte, acumulación y resistencia. *Revista de ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 10 (4), 470-481.

Modelización de los impactos por DSU en el río Miño (Lugo). *Ingeniería del agua*, 19(2), 105-116. doi:http://dx.doi.org/10.4995/ia.2015.3648.

Mojiri, A., Ziyang, L., Tajuddin, RM, Farraji, H. y Alifar, N. (2016). Co-tratamiento de lixiviados de vertederos y aguas residuales municipales utilizando el sistema de humedales artificiales ZELIAC / zeolita. *Revista de gestión ambiental*, 166 , 124-130.

77 Montoya, N. P. M., Casas, P. A., & Wandurraga, C. C. (2010). Plomo, cromo III y cromo VI y sus efectos sobre la salud humana. *Ciencia y Tecnología para la salud visual y ocular*, 8(1), 77-88.

Moreno, F., Vachaud, G., Martin, J., Vauclin, M., Fernandez, E., Rodriguez, J., & Laty, R. (1988). Balance hídrico de un olivar con riego gota a gota. Resultados de cuatro años de experiencias.

- Mugica, V., Amador, M. A., Torres, M., & de Jesús Figueroa, J. (2003). Mercurio y metales tóxicos en cenizas provenientes de procesos de combustión e incineración. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 19(2), 93-100.
- Navarro, J. A. S., Schneider, E. G., Ulecia, J. C. J., & de Miguel Cabeza, J. L. (1990). La escorrentía natural en la zona oriental de Monegros: resultados de la aplicación de un programa de balance diario de agua en el suelo. *Lucas Mallada: revista de ciencias*, (2), 243-258.
- Navarro, S y Navarro, G 2000. "El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal". *Química Agrícola*. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, Barcelona, México. 488pág.
- Navarro-Aviñó, J. P., Alonso, I. A., & López-Moya, J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Revista Ecosistemas*, 16(2).
- Nicolas, B. H. Z., & Hortencio, B. (2013). Valorización de subproductos agrícolas y forestales como sustratos de cultivo en el estado de Oaxaca (México) (Doctoral dissertation, ETSI Agrónomos (UPM)).
- NOM-021-SEMARNAT-2000. (2000). Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. *Diario Oficial de la Federación*.
- Olivet-Rodríguez, Y. E., & Cobas-Hernández, D. (2017). Efecto de dos sistemas de labranza mínima sobre la porosidad de un fluvisol para cultivo del frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) (original). *REDEL. Revista Granmense de Desarrollo Local*, 1(1), 13-21.
- OPS-OMS (2011). Calidad del agua. Normas Internacionales para la Calidad del Agua de Bebida. Disponible en: <http://www.cepis.ops.oms.org/eswww/caliagua/norminte.html>. Acceso el 20/07/2000.
- Ordoñez (2011). Cartilla Técnica.

73

53

Ordóñez Aquino, C., & Sánchez-Ccoyllo, O. (2018). Caracterización química-morfológica del PM_{2,5} en Lima metropolitana mediante microscopía electrónica de barrido (MEB). *Acta Nova*, 8(3), 397-420.

Ordoñez Armijos, A. S. (2016). Impacto ambiental en los recursos naturales derivado de la actividad agrícola bananera en el Cantón Machala Provincia de el Oro.

Ortiz-Guzmán, M., Morales-Domínguez, V. J., & Aragón-Sulik, M. D. (2009). La sustentabilidad hídrica mediante almacenamiento comunitario en zonas marginadas de la mixteca alta de Oaxaca, México. *Revista de Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 30(3), 30-33.

Osorio, N. W. (2012). pH del suelo y disponibilidad de nutrientes. *Manejo Integral del Suelo y Nutrición Vegetal*, 1(4), 1-4.

Oyarzún, C. E., Frêne, C., Lacrampe, G., Huber, A., & Hervé, P. (2011). Propiedades hidrológicas del suelo y exportación de sedimentos en dos microcuencas de la Cordillera de la Costa en el sur de Chile con diferente cobertura vegetal. *Bosque (Valdivia)*, 32(1), 10-19.

Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18.

Parra, J. G., & Villar, M. A. C. (2004). Materia orgánica de suelos bajo encinas. Mineralización de carbono y nitrógeno. *Forest Systems*, 13(4), 75-83.

Pastor Piñeiro, J., & Hernández, A. J. (2009). Monitorización de tres antiguos vertederos: Variaciones de características químicas relevantes en suelos y aguas después de dos décadas de clausurados.

Pazdirek, O. and Blaha, V., 1996. Examples of resistivity imaging using ME-100 resistivity field acquisition system. *EAGE 58th Conference and Technical Exhibition Extended Abstracts*. Amsterdam.

Pellegrini, A., Ferro, D. A., Bennardi, D., Genazini, C., & Vázquez, M. (2016). Efecto de la acidificación edáfica sobre los aluminosilicatos en un suelo de

la Región Pampeana. Ordenamiento territorial. Un desafío para la ciencia del suelo, 25.

Penagos, J. I. C. (2013). Caracterización de materiales a través de medidas de microscopía electrónica de barrido (SEM). *Elementos*, 3(3), 133-146.

Pérez Hernández, A., Palacios Vélez, O. L., Anaya Garduño, M., & Tovar Salinas, J. L. (2017). Agua de lluvia para consumo humano y uso doméstico en San Miguel Tulancingo, Oaxaca. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 8(6), 1427-1432.

Pérez, J. D. S., Muñoz, A. H. S., Luna, B. N., Mejía, M. G. M., Vaca, J. L., Puga, L. E. M., & Pérez, S. V. (2020). Estudio de la contaminación de suelos del Estado de Guanajuato por metales y metaloides en correlación con los indicadores ambientales. *JÓVENES EN LA CIENCIA*, 8, 1-4

Pietrzak, U. y McPhail, DC (2004). Acumulación, distribución y fraccionamiento de cobre en suelos de viñedos de Victoria, Australia. *Geoderma*, 122 (2-4), 151-166.

Pils, J. R. V., Karathanasis, A. D., & Mueller, T. G. (2004). Concentration and Distribution of Six Trace Metals in Northern Kentucky Soils. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 13(1), 37-51.

Poledniok, J., & Buhl, F. (2003). Speciation of vanadium in soil. *Talanta*, 59(1), 1-8.

Prendes, J. A. O., Khouri, E. A., & López, M. M. (2006). *Análisis de suelos y plantas y recomendaciones de abonado*. Universidad de Oviedo.

PROYESCO, 1978, Estudio para determinar las fuentes recomendables para el abastecimiento de agua potable a la Ciudad.

Puignau, J. P. (1993). Metodologías para investigación en manejo de suelos (Vol. 39). IICA.

Quiroga, A., Galantini, J. A., & Studdert, G. A. (2017). La materia orgánica como indicador de cambios en la calidad de los suelos influenciados por el manejo. *Manejo y conservación de suelos. Con especial énfasis en situaciones argentinas*, 139-159.

- Quispe Aquino, R. (2018). Efecto del subsolador sobre la velocidad de infiltración y compactación en dos clases de suelos en el CIP Illpa.
- Quispe, C. T. (2018). Análisis comparativo de macronutrientes NPK y Materia orgánica en suelos de la Estación Experimental de Sapecho á Alto Beni. *Apthapi*, 4(2), 1089-1096.
- Ramayo-Cortés, L. (2001). Texturas de los minerales del grupo de la sílice de la manifestación epitermal El Rifle-Hato Viejo, región de Moa: clasificación, descripción e implicaciones genéticas. *Minería y Geología*, 18(1), 9.
- Reyes, J. D. C. C., Manrique, N. C., Huertas, N. L., Bautista, F. E. A., & Cárdenas, J. A. L. (2019). Monitoreo químico–microbiológico del agua de la cuenca alta del río Huaura. *Infinitum...*, 9(1).
- Roca, N., Pazos, M. S., & Bech, J. (2007). Disponibilidad de cobre, hierro, manganeso, zinc en suelos del NO Argentino. *Ciencia del suelo*, 25(1), 31-42.
- Rodríguez Castro, J. S. (2019). Obtención de composta a base de residuos orgánicos caseros (Bachelor's thesis, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla).
- Rojas, M. (2012). Análisis de los niveles de compactación del suelo asociado a tres labores para cultivo de la caña de azúcar en el Ingenio Taboga. Facultad de Ingeniería Escuela de Ingeniería Agrícola (Doctoral dissertation, Universidad de Costa Rica).
- Romic, M. y Romic, D. (2003). Distribución de metales pesados en tierra vegetal agrícola en área urbana. *Geología ambiental*, 43 (7), 795-805.
- Rosero, J. y I. Osorio. 2013. Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo. Estado del arte. Cuaderno Activa 5: 59-67.
- Ross, M. (2004). Importancia del magnesio para altos rendimientos sostenibles en palma de aceite. *Revista Palmas*, 25(especial,), 98-104.
- Rucks, L., García, F., Kaplán, A., Ponce de León, J., & Hill, M. (2004). Propiedades físicas del suelo. Universidad de la República, Facultad de

Agronomía, Departamento de Suelos y Aguas, Montevideo, Uruguay. Montevideo, Uruguay.

Ruiz, M., Sosa, F., de Cori, C. E. C., de Valls, C. A. A., Escalona, J. G., Aular, L. M., & Figueroa, R. (2011). Comparación de procedimientos para analizar fertilizantes potásicos. *Venesuelos*, 18(1), 35-43.

Ruvalcaba, J. C., & Cortés, S. Y. (2013). El contexto socio-ambiental y la educación para la salud en San Andrés Paxtlán, Oaxaca, México. *Xihmai (Pachuca, Hgo.)*, 8(16), 1-29.

4 Sadeghian Khalajabadi, S. (2012). Efecto de los cambios en las relaciones de calcio, magnesio y potasio intercambiables en suelos de la zona cafetera colombiana sobre la nutrición de café (*Coffea arabica* L.) en la etapa de almácigo. *Departamento de Ciencias Agropecuarias*.

Sadeghian, S. (2016). La acidez del suelo una limitante común para la producción de café.

Sadeghian, S., & Marín, C. D. (2020). Corrección de la acidez del suelo: alteraciones químicas del suelo. *Revista Cenicafé*, 71(1), 7-20.

Salcedo-Pérez, E., Galvis-Spinola, A., Hernández-Mendoza, T. M., Rodríguez-Macias, R., Zamora-Natera, F., Bugarin-Montoya, R., & Carrillo-González, R. (2007). La humedad aprovechable y su relación con la materia orgánica y superficie específica del suelo. *Terra Latinoamericana*, 25(4), 419-425.

Sánchez Forero, N. Y. (2017). Cálculo de la precipitación media sobre la península de la guajira usando el método thiessen.

Sánchez, B. E. I., Ortega, E. H. M., Sandoval, O. G. T., Hernández, V. R. A., & Estrada, V. C. (2012). Lavado de sales en suelos aluviales costeros de Oaxaca, México, con aguas residuales municipales tratadas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(4), 343-360.

20 Sánchez, E., Ruiz, J. M., & Romero, L. (2016). Compuestos nitrogenados indicadores de estrés en respuesta a las dosis tóxicas y deficientes de Nitrógeno en frijol ejotero. *Nova scientia*, 8(16), 228-244.

4 Sánchez, P. (2002). Determinación de la acumulación y exportación de nutrientes en 3 variedades de Rosa (*Rosa* sp.) bajo invernadero. Trabajo

de grado presentado como requisito parcial para optar al Título

de Ing. Agr. Quito, Ecuador: Universidad Central del Ecuador, Facultad de Ciencias Agrícolas.

Saxton, KE; WJ Rawls; JS Romberger & RI Papendick. 1986. Estimating generalized soil water characteristics from texture. *Trans. ASAE* 50:1031–1035.

Schaaf, A. A. (2015). Valoración de impacto ambiental por pesticidas agrícolas. *Observatorio medioambiental*, 18, 87.

Schroth, G., Lehmann, J., Rodrigues, M. R. L., Barros, E., & Macêdo, J. L. (2001). Plant-soil interactions in multistrata agroforestry in the humid tropics. *Agroforestry Systems*, 53(2), 85-102.

Secretaría de Salud. DGIS, "Boletín de Información Estadística". Volumen I y III. México, 2004.

Segura-Muñoz, S. I., Beltramini Trevilato, T. M., M Takayanagui, A. M., Hering, S. E., & Cupo, P. (2003). Metales pesados en agua de bebederos de presión. *Archivos latinoamericanos de nutrición*, 53(1), 59-64.

SEMARNAT. (2004). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1 (2004). Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. *Diario Oficial de la Federación*.

Semenkov, I., & Koroleva, T. (2020). Heavy metals content in soils of Western Siberia in relation to international soil quality standards. *Geoderma Regional*, 21, e00283.

Shiklomanov, I. A.; Rodda, J. C. (2003). "World Water Resources at the Beginning of the Twenty-first Century." Cambridge: Cambridge University Press. ISBN: 0521820855.

Siavosh, S., Rivera, J., & Gómez, M. (2000). Impacto de sistemas de ganadería sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los Andes de Colombia. *Agroforestería para la Producción Animal en Latinoamérica*. FAO-CIPAV, Cali, Colombia, 77-95.

Sierra, C. A. S., & García, H. G. (2013). Verificación analítica para las determinaciones de cromo hexavalente en aguas por espectrofotometría. *Ingenierías USBMed*, 4(1), 22-26.

Söderberg, TU, Kleja, DB, Åström, M., Jarsjö, J., Fröberg, M., Svensson, A. y Augustsson, A. (2019). Solubilidad y transporte de metales en un vertedero contaminado: desde la zona de origen hasta el agua subterránea. *Ciencia del medio ambiente total*, 668, 1064-1076.

Soriano, X. Y., Velasco, V. A., Ruiz, J., Ubaldo, P., Caballero-Gutiérrez, E. R. S., & del-Valle, J. R. E. (2017). Análisis de nitrógeno, sólidos suspendidos y disueltos totales en el Río Atoyac, Oaxaca. *Revista Mexicana de Agroecosistemas*, 4(2), 152-163.

Stoops, G. (2014). Composición de la masa basal y de los edaforrasgos. Manual de micromorfología de suelos y técnicas complementarias (pp. 155-205). Fondo Editorial Pascual Bravo. Medellín, Colombia.

Stucki, JW, Goodman, BA y Schwertmann, U. (2012). *Hierro en suelos y minerales arcillosos* (Vol. 217). Springer Science & Business Media.

Suárez de Castro, F. (1980). Conservación de suelos (No. IICA-LME 37). IICA, San José (Costa Rica).

Suárez, Ó. L., Martínez, M. P. P., & Cortizas, A. M. (2011). Aplicación de la Microscopía Electrónica de Barrido al estudio de los acabados de cerámica antigua de Galicia. *Gallaecia: revista de arqueología e antigüidade*, (30), 117-125.

T-2000. Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación (DOF). 2003.

Tauler, E. y Canals, A. (2014). Mineralogía óptica. Manual de micromorfología de suelos y técnicas complementarias.(pp.29-37). Medellín, Colombia: Fondo Editorial Pascual Bravo.

- Topete Pozas, O. P. (2017). El abasto de agua potable en la ciudad de Oaxaca de Juárez a finales del siglo XIX y principios del XX. *Revista pueblos y fronteras digital*, 12(24), 136-162.
- Torres, M. C. D., Jurado, J. A., & Torres, V. M. (2015). Efecto de aplicación de diferentes láminas de riego en estevia (*Stevia rebaudiana* Bert.) bajo invernadero. *Temas agrarios*, 20(1), 81-90.
- Trezza, R., Pacheco, Y., Suárez, Y., Nuñez, A., & Umbría, I. (2008). Programación del riego en caña de azúcar en una zona semiárida del estado Lara, Venezuela, utilizando la metodología FAO-56. *Bioagro*, 20(1), 21-27.
- Valencia-González, Y., Restrepo, J. P., Guerra, M. C. Á., Ramírez, D. O., & Echeverri-Ramírez, Ó. (2018). Cambio en las propiedades geotécnicas de un suelo sometido a ignición en laboratorio. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 17(32), 85-107.
- Valles Aragón, M. C., Soto Armenta, M. L., & Yáñez Muñoz, R. M. (2020). Titanio presente en suelo enmendado con lodos residuales de planta tratadora de agua.
- Vargas, J. (2010). Evaluación de enraizadores hormonales en la productividad del cultivo de Rosa (*Rosa* sp). Mulaló, Cotopaxi. Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al Título de Ing. Agr. Quito, Ecuador: Universidad Central del Ecuador, Facultad de Ciencias Agrícolas.
- Vega, J. R. (1998). Zonificación agroecológica del maíz de temporal en los valles centrales de Oaxaca. I. Determinación del potencial productivo. *Terra Latinoamericana*, 16(3), 269-275.
- Velázquez, D. R. R. (2020). *Disponibilidad de micronutrientes en suelos del orden ultisol bajo diferentes usos y profundidades en Caaguazú, Paraguay* (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Asunción).
- Vergara-Sánchez, M. Á., Etchevers-Barra, J. D., & Padilla-Cuevas, J. (2005). La fertilidad de los suelos de ladera de la sierra norte de Oaxaca, México. *Agrociencia*, 39(3), 259-266.

- Vidal, E. (2018). Relaciones de funcionalidad: un aporte a la teoría general del flujo hidrogeoelectrico en los acuíferos Minería y Geología, vol. 34, núm. 2. Instituto Superior Minero Metalúrgico de Moa 'Dr Antonio Nuñez Jiménez', Cuba.
- Villagómez, Y. Gestión social del agua y cambio agrario en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.
- Villalobos, M., Merino, C., Hall, C., Grieshop, J., Gutiérrez, M. E., y Handley, M. A. (2009). Lead (II) detection and contamination routes in environmental sources, cookware and home-prepared foods from Zimatlán, Oaxaca, Mexico. *Science of the total environment*, 407(8), 2836-2844.
- Vodyanitskii, Y. N. (2016). Standards for the contents of heavy metals in soils of some states. *Annals of agrarian science*, 14(3), 257-263.
- Vrba, J., y Zaporozec, A. (1994). Guidebook on mapping groundwater vulnerability. Heise.
- Ward, AD, Trimble, SW, Burckhard, SR y Lyon, JG (2015). Hidrología ambiental. Crc Press. CONASPROMANGO, "Plan Rector Anual del Sistema Producto Mango 2012.
- Wei, B., & Yang, L. (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical journal*, 94(2), 99-107.
- Xu, N., Braida, W., Christodoulatos, C., & Chen, J. (2013). A Review of Molybdenum Adsorption in Soils/Bed Sediments: Speciation, Mechanism, and Model Applications. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 22(8), 912–929.
- Zotarelli, L., Dukes, M. D., & Morgan, K. T. (2013). Interpretación del contenido de la humedad del suelo para determinar capacidad de campo y evitar riego excesivo en suelos arenosos utilizando sensores de humedad. *EDIS*, 2013(2).

XIII. ANEXOS

Coordenadas UTM DATUM WGS84, Zona 15Q.		
T1	346258.00	1815700.00
T2	346196.00	1815673.00
P3	346154.00	1815718.00
PP4	345639.00	1815960.00
PP5	345644.00	1816032.00
PP6	345610.00	1816068.00
PP7	345766.00	1815998.00
PP8	345726.00	1815957.00
PP9	345633.00	1815912.00
PP10	345627.00	1815833.00
PP11	345640.00	1815711.00
PP12	345793.00	1815701.00
PP13	345642.46	1816113.39
PERFIL 1	345806.00	1815845.00

Coordenadas UTM de las muestras de suelo recolectadas en el sitio de estudio.

Diana Laura Montejo Custodio.pdf

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::3117:588107924

Fecha de entrega

8 may 2026, 1:42 p.m. GMT-6

Fecha de descarga

8 may 2026, 1:50 p.m. GMT-6

Nombre del archivo

Diana Laura Montejo Custodio.pdf

Tamaño del archivo

8.2 MB

170 páginas

41.932 palabras

267.268 caracteres




13% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Filtrado desde el informe



- ▶ Bibliografía
- ▶ Texto citado
- ▶ Coincidencias menores (menos de 20 palabras)
- ▶ Abstract

Fuentes principales

- 13%  Fuentes de Internet
- 3%  Publicaciones
- 0%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad




N.º de alertas de integridad para revisión

-  **Caracteres reemplazados**
377 caracteres sospechosos en N.º de páginas
Las letras son intercambiadas por caracteres similares de otro alfabeto.
-  **Texto oculto**
163 caracteres sospechosos en N.º de páginas
El texto es alterado para mezclarse con el fondo blanco del documento.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.

Fuentes principales

- 13%  Fuentes de Internet
- 3%  Publicaciones
- 0%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Fuentes principales

Las fuentes con el mayor número de coincidencias dentro de la entrega. Las fuentes superpuestas no se mostrarán.

1	Internet	
docplayer.es		<1%
2	Internet	
www.researchgate.net		<1%
3	Internet	
hdl.handle.net		<1%
4	Internet	
www.dspace.uce.edu.ec		<1%
5	Internet	
repositorio.unap.edu.pe		<1%
6	Internet	
archive.org		<1%
7	Internet	
core.ac.uk		<1%
8	Internet	
www.scribd.com		<1%
9	Internet	
es.slideshare.net		<1%
10	Internet	
www.hartrao.ac.za		<1%
11	Internet	
www.voaxaca.tecnm.mx		<1%

12	Internet	tesis.ipn.mx	<1%
13	Trabajos entregados	Universidad Juárez Autónoma de Tabasco on 2025-09-11	<1%
14	Internet	pcientificas.ujat.mx	<1%
15	Internet	nanopdf.com	<1%
16	Internet	repository.unad.edu.co	<1%
17	Internet	es.wikipedia.org	<1%
18	Internet	www.scielo.org.bo	<1%
19	Internet	apps.who.int	<1%
20	Internet	ciad.repositorioinstitucional.mx	<1%
21	Internet	repositorio.unicach.mx	<1%
22	Internet	www.fao.org	<1%
23	Internet	colposdigital.colpos.mx:8080	<1%
24	Internet	docslide.us	<1%
25	Internet	riull.ull.es	<1%

26	Internet	repositorio.inta.gob.ar	<1%
27	Internet	documents1.worldbank.org	<1%
28	Internet	repositorio.uam.es	<1%
29	Internet	www.scielo.org.mx	<1%
30	Internet	repositorioinstitucional.uabc.mx	<1%
31	Internet	www.paratodomexico.com	<1%
32	Internet	repositorio.umsa.bo	<1%
33	Internet	myb.ojs.inecol.mx	<1%
34	Internet	bibliotecadigital.exactas.uba.ar	<1%
35	Internet	repositorio.ug.edu.ec	<1%
36	Internet	scielo.sld.cu	<1%
37	Internet	sired.udenar.edu.co	<1%
38	Internet	tesis.ucsm.edu.pe	<1%
39	Internet	oa.upm.es	<1%

40	Internet	www.ptolomeo.unam.mx:8080	<1%
41	Internet	link.springer.com	<1%
42	Internet	doczz.es	<1%
43	Internet	revistapt.edublogs.org	<1%
44	Internet	repository.libertadores.edu.co	<1%
45	Internet	www.suelos.org.ar	<1%
46	Internet	intranet.e-hidalgo.gob.mx	<1%
47	Internet	repositorio.unal.edu.co	<1%
48	Internet	revistas.lamolina.edu.pe	<1%
49	Internet	www.avocadosource.com	<1%
50	Internet	upowiki.wikispaces.com	<1%
51	Internet	www.cenicafe.org	<1%
52	Internet	www.fertilab.com.mx	<1%
53	Internet	www.scielo.org.ve	<1%

54	Internet	www.geologia.unam.mx:8080	<1%
55	Internet	bdigital.unal.edu.co	<1%
56	Internet	boletinsgm.igeolcu.unam.mx	<1%
57	Internet	metrodequito.gob.ec	<1%
58	Internet	www.alice.cnptia.embrapa.br	<1%
59	Internet	www.itson.mx	<1%
60	Internet	repositorio.unapiquitos.edu.pe	<1%
61	Internet	repositorio.uncp.edu.pe	<1%
62	Internet	www.ojs.udo.edu.ve	<1%
63	Internet	edis.ifas.ufl.edu	<1%
64	Internet	eprints.uanl.mx	<1%
65	Internet	prezi.com	<1%
66	Internet	proyectos2.iingen.unam.mx	<1%
67	Internet	www.ingbiosistemas.ucr.ac.cr	<1%

68	Internet	digital.csic.es	<1%
69	Internet	repositorioinstitucional.uson.mx	<1%
70	Internet	www.inegi.org.mx	<1%
71	Internet	biblio.ingenieria.usac.edu.gt	<1%
72	Internet	qdoc.tips	<1%
73	Internet	revistas.udg.co.cu	<1%
74	Internet	ru.dgb.unam.mx	<1%
75	Internet	www.engormix.com	<1%
76	Internet	www.redalyc.org	<1%
77	Internet	investigacion.utc.edu.ec	<1%
78	Internet	manuelantonioespinosa.wordpress.com	<1%
79	Internet	rdcb.cbg.ipn.mx	<1%
80	Internet	repositorio.lamolina.edu.pe	<1%
81	Internet	repositorio.unan.edu.ni	<1%

82	Internet	repositorio.unsa.edu.pe	<1%
83	Internet	vdocuments.net	<1%
84	Internet	congresorebiza.mx	<1%
85	Internet	saber.ucv.ve	<1%
86	Internet	www.buscagro.com	<1%
87	Internet	www.umar.mx	<1%
88	Publicación	Yorman Gustavo Peraza-Barreto, Kerlyn Zoraida Lugo-Piña, Adriana Mercedes Má...	<1%
89	Internet	revistas.usc.edu.co	<1%
90	Internet	ri.uaemex.mx	<1%
91	Internet	www.coursehero.com	<1%
92	Internet	es.scribd.com	<1%
93	Internet	ojs.agro.umsa.bo	<1%
94	Internet	tallertesis.files.wordpress.com	<1%
95	Internet	www.minem.gob.pe	<1%

96	Internet	www.repositorio.usac.edu.gt	<1%
97	Internet	revistaremaeitvo.mx	<1%
98	Internet	ri2.bib.udo.edu.ve	<1%
99	Internet	sitemap.academia.edu	<1%
100	Internet	www.slideshare.net	<1%