



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado

DIAGNÓSTICO DE LA PRESENCIA DE NITRÓGENO SUPERFICIAL DEL AGUA DE LA MEDIA LUNA A TRAVÉS DE UN ANÁLISIS GEOESPACIAL

TESIS

Que para obtener el grado de:
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua

Presenta:

I.Q. Lucero Angelino Pérez

Asesor:

Dr. Abraham Cárdenas Tristán

Co-asesora:

Dra. Mariana Alejandra López Barragán

San Luis Potosí, S.L.P.

Octubre 2019



Dedicatoria

*A mi amado novio Alan Eduardo Martínez por confiar en mí, brindándome su apoyo, comprensión
y amor en cada momento.*

A mi mamá Adriana Pérez por su apoyo, cariño y paciencia.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada para realizar los estudios de maestría.

A la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, por la formación académica recibida en mi estancia, así mismo por proporcionarme un espacio de trabajo dentro de sus instalaciones y el acceso a los laboratorios y equipos para realizar los análisis para mi proyecto.

Al Centro de Investigación y Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, por la oportunidad de realizar mis estudios de maestría.

Al Dr. Abraham Cárdenas Tristán asesor de mi proyecto de tesis, por aceptar trabajar conmigo, orientarme en la elección del tema de tesis y el desarrollo del mismo, así como el apoyo en la obtención de recursos.

A la Dra. Mariana Alejandra López Barragán por aceptar ser co-asesora de mi proyecto de tesis, por la aportación de conocimientos en el desarrollo de la metodología de análisis químicos.

Al Dr. Cristóbal Aldama Aguilera y al Dr. Hilario Charcas Salazar por aceptar ser parte del comité de mi proyecto de tesis y por sus valiosas aportaciones en cada una de las revisiones.

Al Dr. Nahum Andrés Medellín Castillo por su orientación en cada uno de los trámites que realicé durante mi estancia en el posgrado y el apoyo recibido en la obtención de recursos para la realización de los análisis.

Al Ing. Andrés Gerardo Castro Ovalle por brindarme sus conocimientos en análisis geoespacial y de teledetección, así como del uso de diversos software para mi proyecto.

A la Dra. María Elena García Arreola y a la Maestra Leticia Vega Roque por su orientación y apoyo para el uso de instalaciones, equipos y material de laboratorio para la realización del análisis químico.

A mis compañeras María Daniela Romano, Sandra Guadalupe Rivas, Sofia Cadenas y Andrea Nicole García por su apoyo en la toma de muestras y en el desarrollo del método para el análisis químico.

Índice

Dedicatoria.....	I
Agradecimientos.....	II
Resumen.....	VI
Abstract.....	VII
Abreviaturas.....	VIII
INTRODUCCIÓN.....	1
Descripción del problema	2
Justificación	3
Marco teórico.....	4
Ciclo de nitrógeno	4
Eutrofización de las aguas superficiales	5
Límites máximos permisibles	6
Modelos de análisis geoespaciales para estudios de caracterización y dispersión de componentes del agua	8
Hipótesis.....	10
Objetivo General	11
Objetivos Específicos.....	11
Metodología	12
CAPÍTULO 1. DEFINICIÓN Y CARACTERÍSTICAS DE LA CUENCA EN LA ZONA DE ESTUDIO	13
1.1 Área de estudio	13
1.2 Características de la cuenca en la zona de estudio	16
1.2.1 Región Hidrológica Pánuco No. 26.....	16
1.3 Estudios precedentes sobre la zona de estudio y caracterización geomorfológica de la cuenca.....	17
1.4 Uso de tecnologías geoespaciales para delimitar y representar a la cuenca de la zona de estudio	18
1.4.1 Procesos de SIATL	18
1.4.2 Procesos en Arc Hydro.....	20
1.5 Representación de la cuenca, sus drenajes principales y escurrimientos	22
1.6 Representación espacial del manantial de la Media Luna.....	24
CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA PARA EL MUESTREO DE AGUA Y SUELO EN LOS CANALES DEL MANANTIAL DE LA MEDIA LUNA	26

2.1 Ejemplo de estudios realizados en la implementación de modelos de evaluación de la presencia de nitrógeno en agua superficial.....	26
2.2 Metodología experimental	27
2.2.1 Reactivos, aparatos y equipos	27
2.3 Método de muestreo de agua y suelo.....	28
2.4 Espectrofotómetro	31
2.4.1 Fundamento espectrofotómetro.....	31
2.4.2 Ley de Lambert -Beer	31
2.4.3 Instrumentación.....	32
2.4.4 Consideraciones del procedimiento	33
2.5 Análisis de la presencia de nitrógeno amoniacal y nitrato en agua superficial	33
2.5.1 Análisis de nitrógeno amoniacal	33
2.5.2 Análisis de nitratos	34
2.6 Resultados del análisis en agua superficial	34
2.6.1 Nitrógeno amoniacal en agua	34
2.6.2 Nitratos en agua.....	36
2.6.3 pH en agua	37
2.7 Modelos de evaluación de nitrógeno en suelo	37
2.8 Análisis de nitrógeno en suelo.....	39
2.8.1 Nitrógeno amoniacal en suelo	40
2.8.2 Nitratos en suelo	40
2.8.3 pH en suelo	41
2.8.4 Conductividad en suelo	41
2.8.5 Nitritos en suelo	41
2.8.6 Nitrógeno total en suelo.....	42
2.9 Resultados del análisis de la presencia de la presencia de nitrógeno en suelo	43
2.9.1 Nitrógeno amoniacal en extracto del suelo	43
2.9.2 Nitratos en extracto del suelo.....	44
2.9.3 pH en suelo	45
2.9.4 Conductividad eléctrica (CE) en extracto del suelo	46
2.9.5 Nitritos en suelo	48
2.9.6 Nitrógeno total	49

CAPÍTULO 3. ANÁLISIS ESPACIAL PARA LA EVALUACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO AMONIAICAL Y NITRATOS PRESENTES EN EL AGUA DEL MANANTIAL DE LA MEDIA LUNA	50
3.1 Determinación de variables y parámetros	51
3.1.1 Presión, temperatura superficial, punto de rocío y vapor de agua	51
3.2. Cálculo de radiación neta	52
3.2.1 Análisis de radiación neta en diferentes periodos de estudio (Lluvias secas)	58
3.3 Cálculo del Índice Diferencial de Agua Normalizado (NDWI)	74
3.3.1 Análisis del Índice Diferencial de Agua Normalizado diferentes periodos de estudio (Lluvias secas)	74
3.4. Cálculo de la evapotranspiración	90
3.4.1 Cálculo de la evapotranspiración en los periodos de estudio	92
3.5 Cálculo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado (NDVI)	92
3.5.1 Análisis del NDVI de los diferentes periodos de estudio (Lluvias-Secas)	95
3.6 Proceso de clasificación supervisada al conjunto de datos vectoriales y matriciales de la cartografía del uso de suelo	111
3.6.1 Análisis de la clasificación de uso de suelo de la zona en los diferentes periodos de estudio	112
3.7 Análisis de la distribución espacial de las concentraciones de nitrógeno amoniacal y nitratos	123
CAPÍTULO 4. ANÁLISIS DE LOS EFECTOS ANTROPOGÉNICOS DE LA ZONA DE ESTUDIO EN DONDE SE APROVECHA EL AGUA DEL MANANTIAL DE LA MEDIA LUNA	143
4.1 Principales usos y aprovechamientos históricos del agua del manantial de la Media Luna	143
4.2 Dinámica actual de los aprovechamientos del uso de agua del manantial	144
4.3 Situación actual del aprovechamiento del recurso y sus efectos con la presencia de agroquímicos en las zonas de aprovechamientos agrícolas y de otros usos.....	145
4.4 Evaluación de la presencia determinada de nitrógeno superficial en el recurso hídrico y sus efectos a la biodiversidad del entorno de la zona de estudio.	152
4.4.1 Regresión lineal múltiple.....	152
CONCLUSIONES.....	167
Recomendaciones	171
REFERENCIAS	172

Resumen

La posible contaminación del agua no solo cambia la calidad del agua, también amenaza la salud humana, desarrollo económico y prosperidad social. Es por ello que se realiza el análisis del agua del manantial de la Media Luna, el cual se localiza entre las coordenadas geográficas (393791.98 E, 2417785.43 N), ubicado en los municipios de Rioverde y Cd. Fernández, pertenecientes a la zona media del estado de San Luis Potosí.

Para fines del estudio, se realizó un muestreo en los canales del manantial y en el suelo aledaño a dicho cuerpo de agua, a través de toma de muestras de agua y suelo a una profundidad de 15 a 30 cm a cada km del canal norte y sur. Posteriormente, se determinó la concentración de la presencia de nitrógeno en forma de nitratos y nitrógeno amoniacal en agua por medio de un espectrofotómetro UV-visible y por el método de micro-kjendahl en suelo. La evaluación del muestreo se complementó utilizando técnicas de análisis espacial para observar el comportamiento del esparcimiento y dispersión de nitrógeno amoniacal, nitratos y pH en agua y suelo. Además, se realizó un análisis de imágenes de satélite para determinar el patrón de la variación de NDVI, NDWI, radiación neta, uso de suelo y evapotranspiración durante los años de 1990 al 2019. Con los resultados del análisis químico y el análisis espacial efectuado, se realizó un proceso geoestadístico para conocer cómo afectan estos resultados en las concentraciones determinadas de la presencia de nitrógeno. De manera, que el objetivo de este proyecto de investigación fue identificar la concentración de nitrógeno en forma de nitrógeno amoniacal y nitrato para conocer el impacto de las actividades antropogénicas, los aportes de agroquímicos y fertilizantes, y sus posibles consecuencias al manantial.

Abstract

Possible water pollution not only changes water quality, it also threatens human health, economic development and social prosperity. The analysis of the water performed in the Media Luna is located between the geographical coordinates (393791.98 E, 2417785.43 N), in the municipalities of Rioverde and Cd. Fernandez, belonging to the middle zone of San Luis Potosi state.

To the study purpose, a sampling was carried out in the spring water canals and, in the soil, adjacent to the body of water, through sampling of water and soil at a depth of 15 to 30 cm at each kilometer of the north and south canals. Subsequently, the concentration of the nitrogen presence in the form of nitrates and ammoniacal nitrogen in water was determined by means of a UV-visible spectrophotometer and by the micro-kjendahl method in soil. The sampling evaluation was complemented using spatial analysis techniques to observe the behavior of ammoniacal nitrogen spreading, nitrates and pH in water and soil. In addition, a satellite image analysis was performed to determine the variation pattern of NDVI, NDWI, net radiation, land use and evapotranspiration during the years from 1990 to 2019. With the chemical analysis results and the spatial analysis carried out, a geostatistical process was carried out to know how these results affect the determined concentrations of the nitrogen presence. The objective of this research project was to identify the nitrogen concentration in the form of ammoniacal nitrogen and nitrate to know the impact of anthropogenic activities, the agrochemicals contributions and fertilizers, and their possible consequences.

Abreviaturas

UV-Vis	Espectrofotometría de ultravioleta-visible
nm	nanómetro
g	Gramos
Kg	Kilogramos
min	Minutos
hrs	horas
μm	Micrómetro
mm	Milímetros
m	metro
Km	kilometro
$^{\circ}\text{C}$	Grados centígrados
pH	Potencial de hidrogeno
ml	Mililitros
mg/L	Miligramos por litro
$\mu\text{g/L}$	Microgramo por litro
dS/m	Decisiemens por metro
NMP/100 ml	Número más probable de coliformes fecales en 100 ml
$\text{NH}_3\text{-N}$	Nitrógeno amoniacal
NO_3^-	Nitrato
NO_2^-	Nitrito
NH_4^+	Ion amonio
NH_3	Amoniac
NT	Nitrógeno total
P	Fósforo
K	Potasio
S	Azufre
Zn	Zinc
Fe	Hierro
Cu	Cobre
Mn	Manganeso
NOM	Norma oficial mexicana
H_3O^+	Ion hidronio
CO_2	Dióxido de carbono
CO_3^{2-}	Ion carbonato
HCO_3^-	Ion bicarbonato
Ca	Calcio
Na	Sodio
PO_4^{3-}	Fosfato
K_2SO_4	Sulfato de potasio

INTRODUCCIÓN

El agua es fundamental para el desarrollo socioeconómico, la energía, la producción de alimentos, los ecosistemas saludables y para la supervivencia misma de los seres humanos, sin embargo; la cantidad de agua dulce existente en la tierra es limitada y su calidad está sometida a una presión constante (ONU, 2018), por la presencia de agentes infecciosos o productos químicos tóxicos (OMS, Agua, 2019). El rápido crecimiento de la población, el aumento de las actividades industriales, agrícolas y de urbanización, además, los cambios climáticos globales conducen a una degradación sustancial en la calidad y cantidad en los cuerpos de agua (Mohsen A., 2018).

Las características ecológicas, geológicas, hidrológicas y climáticas de un lago generalmente se pueden asociar a los procesos químicos relacionados con la carga constante de nitrógeno, el uso de suelo y la cobertura vegetal (Göransson E., 2003).

En el municipio de Rioverde del estado de San Luis Potosí, existen importantes cuerpos de agua, de entre los cuales destaca el denominado manantial de la Media Luna, cuerpo de agua que está conformado por una laguna principal y un sistema de canales naturales. Dicho cuerpo de agua abastece las zonas agrícolas de la región, la ganadería moderada, así como los diferentes ecosistemas bióticos y abióticos y las actividades de ecoturismo (SEGAM, 2003).

Sin embargo, de acuerdo a CONABIO (2018) se requiere de un control de la destrucción física del hábitat por uso turístico, así como del monitoreo de los aportes de agroquímicos y fertilizantes de los alrededores.

Descripción del problema

La Media luna es un área natural protegida y su importancia radica en ser un refugio natural de especies de aves migratorias y zona de conservación para muchas otras variedades de la biodiversidad. Siendo uno de los sitios más visitados en la zona media de San Luis Potosí, tiene problemas derivados del crecimiento urbano y la agricultura, causando una posible contaminación en el agua superficial por altas concentraciones de nitrógeno amoniacal y nitratos entre otros elementos contaminantes. De manera que este proyecto de investigación se centra en analizar los procesos de la desnitrificación y amonificación del agua que afectan al ecosistema y su entorno, a través de un análisis químico y geoespacial para determinar posibles daños.

Justificación

La Media Luna es un cuerpo de agua importante en la zona media, su uso para la agricultura, ganadería y ecoturismo traen beneficios para la población, es por ello que es importante conocer las afectaciones que puede causar las altas concentraciones de nitrógeno en forma de nitrógeno amoniacal y nitrato en el desarrollo del ecosistema, así como los daños a la salud que puede causar el uso y consumo del agua para la producción de alimentos. Además, determinar las posibles consecuencias al combinarse el nitrógeno amoniacal y nitrato con elementos contaminantes de la zona.

Marco teórico

Ciclo de nitrógeno

El nitrógeno N_2 constituye el 78% de los gases atmosféricos, pero son pocos los seres vivos que pueden asimilarlo directamente, lo obtienen de su entorno por medio de la alimentación y el mismo está presente en las proteínas (formadas por aminoácidos), así como en ácidos nucleicos (ADN y ARN) y vuelve al medio ambiente en forma de materia orgánica por excreción, orina y organismos muertos. De esta forma el ciclo del nitrógeno regula la cantidad de nitrógeno disponible para la cadena alimenticia, pues el nitrógeno pierde y gana electrones durante la transformación química abiótica y biótica, con un estado de oxidación del nitrógeno que oscila entre -3 y +5.

El ciclo del nitrógeno comprende cinco fases que son fijación, asimilación, amonificación, nitrificación y desnitrificación, (figura 1.1). La fijación del nitrógeno, es un proceso mediante el cual las bacterias fijadoras de nitrógeno como el *rhizobium* transforma el nitrógeno atmosférico (N_2) a una forma utilizable por las plantas y otros microbios, también por reacciones químicas abióticas, como los rayos que llegan a fijar un dos por ciento de nitrógeno.

La asimilación se produce cuando el amonio se incorpora a las proteínas, tanto de la planta como de las bacterias fijadoras de nitrógeno u otros organismos del suelo. Una vez que el nitrógeno se incorpora a la materia orgánica de los seres vivos, vuelve a convertirse en nitrógeno inorgánico al morir los organismos y desintegrarse por medio de las bacterias y hongos, durante este proceso una parte del nitrógeno se transforma en amonio, de modo que vuelve a estar disponible para ser asimilado por las plantas.

Parte del amonio que se produce a partir de la descomposición de los seres vivos se convierte en nitrato por un proceso de nitrificación. Este proceso requiere la presencia de oxígeno, por lo cual, se da en el agua superficial y en las capas superficiales del suelo, ya que la nitrificación es una reacción oxidante que requiere alta disponibilidad de oxígeno para una mayor transferencia de electrones y tener un cambio de estado de oxidación de -3 a +5. Este proceso se lleva a cabo en diversas etapas que transfieren oxígeno a la molécula de nitrógeno, primero las bacterias especies de nitrosomas convierten el NH_4^+ en NH_2OH utilizando la enzima monooxigenasa amónica y el NH_2OH en NO_2^- utilizando hidroxidoreductasa de hidroxilamina. Las especies de nitrobacter son las principales responsables de convertir NO_2^- a NO_3^- usando la enzima nitrito oxidoreductasa. Durante la nitrificación los iones amonio con carga positiva son atraídas electrostáticamente a las partículas del suelo con carga negativa, y esto evita que la lluvia arrastre el amonio del suelo por lixiviación. Sin embargo, los nitratos con carga negativa no se adhieren a las partículas del suelo y son fácilmente arrastrados, lo que conduce a una pérdida de la fertilidad del suelo, a la vez que las aguas superficiales y subterráneas se enriquecen con nitratos (Palta M., 2013).

Los nitritos y los nitratos son formas oxidadas del nitrógeno que pasan a ser N_2 u óxido nitroso mediante un proceso anaeróbico llamado desnitrificación, un proceso mediado microbianamente por el cual NO_3^- se reduce a N_2O o N_2 . Este proceso es de particular importancia porque representa una eliminación permanente de nitrógeno del ecosistema acuático (Sjodin A., 1997).

Sin embargo, en el ciclo del nitrógeno las alteraciones antropogénicas representan más de la mitad de la cantidad anual de nitrógeno, actividades como la combustión de combustibles fósiles donde el aire se calienta tanto que las moléculas de N_2 se separan (Galloway J., 2008), así como en la agricultura donde el nitrógeno reactivo está presente a través de fertilizantes manufacturados, provocando efectos de eutrofización en cuerpos de agua superficial (Kraft G., 2003), además al filtrarse en aguas subterráneas, las altas concentraciones de nitrato son motivo de gran preocupación debido a sus efectos negativos sobre la salud, siendo un factor de riesgo de cáncer y malformaciones congénitas (Ward M., 2005).

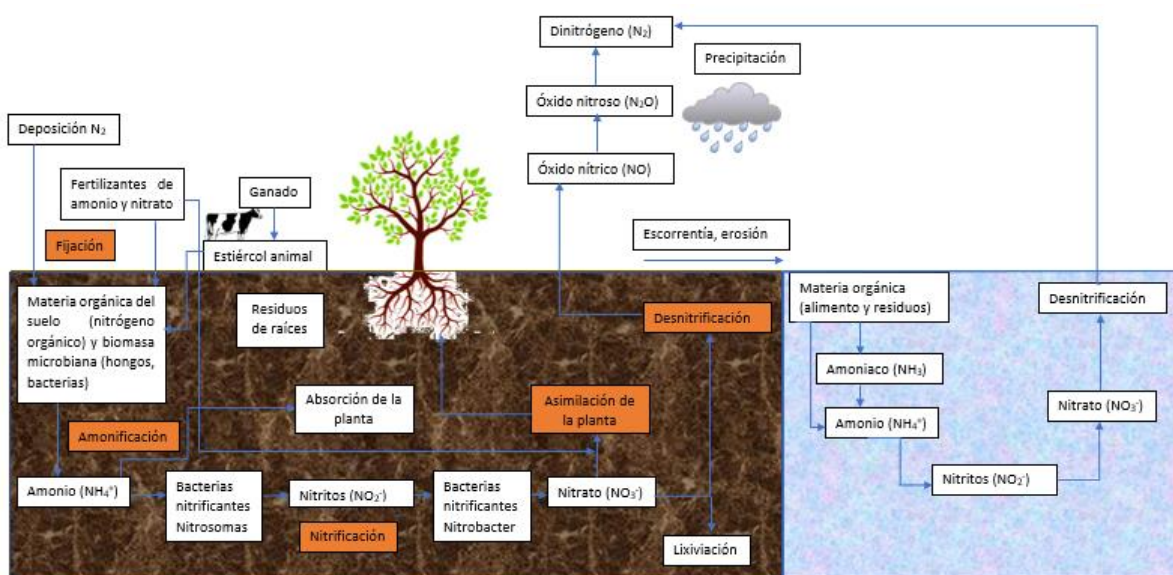


Figura 1.1 Ciclo del nitrógeno modificado en base a (Pal-Singh B., 2011)

Eutrofización de las aguas superficiales

La eutrofización es el enriquecimiento de un cuerpo de agua impulsado por el aumento de la entrada de nutrientes, especialmente compuestos de nitrógeno y fósforo, así como de fuentes naturales y antropogénicas que inducen una perturbación indeseable al equilibrio de los organismos y a la calidad del agua.

En la eutrofización natural, el agua superficial de la escorrentía de las tierras circundantes continuamente suministra nutrientes orgánicos y minerales al ecosistema del lago, lo que propicia el crecimiento de las algas y las bacterias en el agua. Mientras haya suficiente

oxígeno disuelto en el agua, la descomposición seguirá siendo principalmente aeróbica, sin embargo, con el flujo continuo de sedimentos y la acumulación de materia orgánica, comienzan a dominar las bacterias anaeróbicas cuyos productos de descomposición son los gases de metano y sulfuro de hidrógeno, por lo que la eutrofización natural impulsa la sucesión de lago a pantano, de la pradera al bosque en un período de 500 a 10,000 años o más (Salameh E., 2011).

Sin embargo, las actividades humanas pueden acelerar la velocidad a la que los nutrientes entran en los ecosistemas, como la descarga de aguas residuales, los escurrimientos provenientes de la agricultura con uso excesivo de fertilizantes que pueden aportar sales de nitrato, amonio y fosfato, así como la deforestación y la erosión en suelos agrícolas (Moreno D., 2010).

Aunque tanto el nitrógeno como el fósforo contribuye a la eutrofización, la clasificación del estado trófico normalmente se basa en el nutriente que representa una limitación que en este caso es el fósforo. Dada la compleja interacción entre las numerosas variables que intervienen en la eutrofización, la clasificación es solo una referencia (Ongley E., 1997), mostrados en la tabla 1.1. El estado trófico de los lagos es la relación entre el estado de nutrientes en un lago y el crecimiento de la materia orgánica en el mismo, en la eutrofización el estado trófico cambia a otro nivel superior por adición de nutrientes principalmente de nitrógeno, fósforo y materia orgánica, los cuales enriquecen los sistemas acuáticos, pero limita el oxígeno y va deteriorando la calidad del agua.

Tabla 1.1 Clasificación del estado trófico de los lagos (Ongley E., 1997)

Estado trófico	Materia orgánica (mg/m³)	Promedio total de fósforo (mg/m³)
Oligotrófico	Bajo	8
Mesotrófico	Medio	26.7
Eutrófico	Alto	84.4
Hipertrófico	Muy alto	750-1200

Los lagos oligotróficos tienen un bajo suministro de nutrientes para las plantas, la productividad biológica es baja y el agua tiene la cantidad de oxígeno adecuado, por otro lado en los lagos eutróficos los nutrientes enriquecen el crecimiento de las plantas, obteniendo una productividad biológica alta, sin embargo, el agua es turbia por el denso crecimiento de fitoplancton y concentraciones reducidas de oxígeno disuelto (Salameh E., 2011).

Límites máximos permisibles

Los límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización, se especifican en la NOM-127-SSA1-1994, en la tabla 1.2 únicamente se

consideran los compuestos derivados del nitrógeno por el estudio que se realiza (SSA, 2000).

Tabla 1.2 Límites permisibles de características químicas de acuerdo a la NOM-127-SSA1-1994

Límites permisibles de calidad del agua para uso y consumo humano	
Característica	Límite permisible
Nitratos (como N)	10 mg/l
Nitritos (como N)	1.0 mg/l
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.5 mg/l
pH (potencial de hidrógeno)	6.5 – 8.5

Los criterios ecológicos de la calidad del agua (SEMARNAT, ACUERDO por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Aguas CE-CCA-001/89., 2010), establece los límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática en agua dulce requerido para mantener las interacciones e interrelaciones de los organismos vivos. Los criterios se muestran en la Tabla 1.3

Tabla 1.3 Criterios ecológicos de la calidad del agua CE-CCA-001/89

Parámetro	Protección de la vida acuática en agua dulce
	Límite permisible
Nitratos (como N)	6.00 mg/l
Nitrógeno amoniacal	0.06 mg/l

Para el agua empleada en manejo postcosecha de frutas y hortalizas frescas se debe cumplir con las especificaciones microbiológicas de la NOM-EM-034-FITO-2000, para este estudio se consideran los parámetros, mostrados en la Tabla 1.4 (SAGARPA, 2000).

Tabla 1.4 Especificaciones microbiológicas, químicas y organolépticas en agua para manejo postcosecha NOM-EM-034-FITO-2000

Parámetro	Límite permisible
Nitritos	1.00 mg/l
Nitratos	10.00 mg/l
Nitrógeno amoniacal	0.50 mg/l

En cuanto al análisis de suelo, se considera la NOM-021-SEMARNAT-2000, para la determinación de nitrógeno total por el método de micro-Kjeldahl que incluye nitratos, amonio y nitrito, los resultados se interpretan con base a la tabla 1.5 (SEMARNAT, 2002).

Tabla 1.5 Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos NOM-021-SEMARNAT-2000, método para la determinación de nitrógeno total

Clase	Nitrógeno total %
Muy bajo	< 0.05
Bajo	0.05 – 0.10
Medio	0.10 – 0.15
Alto	0.15 – 0.25
Muy alto	>0.25

Los límites máximos permisibles son la concentración, contenido máximo o intervalo de valores de un componente que no causará efectos nocivos a la salud del consumidor (SSA, 2000) que permiten cuantificar los parámetros de interés, sin embargo, es necesario entender los procesos naturales del nitrógeno, las fuentes de emisión y sus factores de influencia, que pueden ser la clave para mitigar la contaminación del agua por exceso de nitrógeno.

Modelos de análisis geoespaciales para estudios de caracterización y dispersión de componentes del agua

Los SIG (sistemas de información geográfica) se componen del preprocesamiento que incluye la importación de datos, transformación de coordenadas, conversión de datos y el postprocesamiento que incluye principalmente la visualización, análisis espacial y exportación de datos. Además, es necesario incluir la teledetección para identificar el uso de suelo y vegetación mediante la clasificación de las imágenes Landsat, se utiliza el índice normalizado de diferencia de vegetación (NDVI) para la cuantificación de la biomasa, que afecta la desnitrificación de la tierra (Matejicek L., 2003).

En el estudio realizado en la República de Irlanda en el año 2005, se utiliza el software ArcMap con la extensión ArcView y la herramienta Spatial Analyst, que permite integrar y analizar los datos vectoriales del modelo de elevación digital (DEM) con límites de captación y redes de flujo que la divide en ochenta y cuatro cuencas, además, con la base de datos CORINE para la cobertura del suelo, se reagruparon en cinco clases de cobertura:

herbáceas, praderas mejoradas, pradera no mejorada, bosque de coníferas y páramo, con datos meteorológicos como precipitación media anual, datos de población con y sin alcantarillado y el número de ganado. Se incluyeron factores que determinan las pérdidas de desnitrificación como humedad del suelo, temperatura, carbón del suelo y concentración del suelo en $\text{NO}_3\text{-N}$ (Jordan C., 2005).

En el estudio del lago Baiyangdia se utilizó el software ArcMap para realizar la división administrativa espacial, la distribución de la estación de monitoreo, las zonas funcionales ambientales del agua y la distribución de los puntos de monitoreo (Chong Z., 2010). Así como en el río Chikungo en Japón, se utilizaron los modelos meteorológicos y digitales de elevación para determinar los parámetros hidrológicos como la pendiente, la acumulación de flujo, la dirección de flujo, el área de drenaje y la red de flujo, por otro lado para los elementos de cuenca y subcuencas se utilizó una interpolación con el método de Kriging, para la clasificación hidrológica de suelos con la cobertura del suelo, además se estimó la velocidad de flujo se utilizando el método de Thiessen. Esta información fue base para realizar la simulación de contaminantes, de acuerdo a las cargas de nitrógeno y fosforo estacional (Le Van C., 2013).

De esta manera, en la Cuenca de Chaohu, China los datos geográficos y climáticos, como el modelo de elevación digital, el tipo de suelo, los datos de imágenes satelitales y la precipitación, se obtienen desde una base de datos en línea y se procesa en la plataforma ArcGIS. En particular, los tipos de uso de la tierra de alta precisión de 10 a 20 m del área de estudio se extrajeron de los datos de imágenes satelitales SPOT 4 y 5 que se procesaron para obtener un factor para controlar la escorrentía de nitrógeno en aguas superficiales (Pang A., 2018) .

En la actualidad, la variedad de modelos espaciales contribuye a comprender las causas de la contaminación del agua, al conocer el problema se puede tomar decisiones para el control y gestión ambiental. En esencia para el desarrollo de modelos espaciales es importante considerar al menos las fuentes comunes de contaminantes, las interacciones biológicas, físicas y químicas entre los contaminantes en sistemas de aguas superficiales y el impacto combinado de múltiples contaminantes. La mayoría de estos los flujos se emiten a través de fuentes puntuales (aguas residuales e industriales), fuentes difusas (lixiviación y escorrentía) y por lo general, los sitios de muestreo presentan una calidad de agua similar a sitios dentro de la misma cuenca, ya que los sitios adyacentes están dominados por ecosistemas similares y experimentan una presión humana comparable (Chang H., 2008).

En esta investigación, el enfoque consistió en estudiar la cantidad de nitrógeno en aguas superficiales, de manera que los parámetros seleccionados fueron el nitrógeno amoniacal y el nitrato, considerando la intervención humana como la posible causa principal del incremento de la cantidad de nitrógeno en la atmósfera, suelo y sistemas acuáticos.

Hipótesis

El análisis químico de la alteración del ciclo del nitrógeno a través de estrategias de distribución espacial podrá proporcionar indicadores sobre las causas y efectos en el agua superficial de la Media Luna.

Objetivo General

Determinar la presencia de nitrógeno en el agua del manantial de la Media Luna mediante análisis químico y procesos de distribución geoespacial.

Objetivos Específicos

1. Evaluar las condiciones del contenido de nitrógeno amoniacal y nitrato en el agua superficial de la Media Luna y determinar las zonas con mayor concentración.
2. Realizar un análisis geoespacial de la zona y determinar los niveles más altos de nitrógeno amoniacal y nitrato en agua y suelo.
3. Analizar el comportamiento de la relación entre concentraciones del nitrógeno y el uso de agroquímicos en el agua y suelo de la Media Luna.
4. Generar una secuencia geoestadística del comportamiento del fenómeno de las concentraciones de nitrógeno amoniacal, nitratos y su relación con agroquímicos.

Metodología

El procedimiento a desarrollar para el logro de los objetivos particulares y el objetivo general del estudio, consiste en:

1. Recopilar información relevante relacionada con estudios previos al área de estudio y del tema a tratar.
2. Tomar muestras de agua superficial del manantial, realizar encuesta a pobladores y caracterizar el uso de suelo.
3. Análisis de muestras con fotómetro multiparamétrico.
4. Interpretación de resultados.
5. Obtención de datos e imágenes para su procesamiento.
6. Análisis geoespacial.
7. Análisis por teledetección.
8. Interpretación de resultados.
9. Comparar análisis químicos, geoespaciales y teledetección.
10. Integración de resultados.
11. Realizar geoestadística de escenarios futuros.
12. Realizar análisis y discusión de resultados en base a las conclusiones establecidas.

CAPÍTULO 1. DEFINICIÓN Y CARACTERÍSTICAS DE LA CUENCA EN LA ZONA DE ESTUDIO

1.1 Área de estudio

El Área Natural Protegida Parque Estatal “Manantial de la Media Luna” se encuentra ubicada entre las coordenadas 22°12'36" a 21°46'48" de latitud norte y 100°17'24" a 99°43'12" de longitud este (CONABIO, 2018), pertenece al Ejido El Jabalí, colinda con los ejidos San Marcos y Capulín en el municipio de Rioverde con una extensión de 305 ha. Está conformado por una laguna principal de aproximadamente 2.5 ha, dentro de la laguna principal emergen seis grandes nacimientos de agua, que debido al tipo de suelo han alcanzado forma de cráteres de distintas profundidades que van de 9 a 36 metros, con una temperatura de 29 a 30°C (SEGAM, 2003).

Además de la laguna principal, existe un sistema de canales naturales que han tenido modificaciones de origen antropogénico, como el canal Noroeste, que se ha modificado en forma y rumbo para adecuarlo al sistema de riego actual (SEGAM, 2003), en la zona la actividad económica principal es la agricultura de riego y de temporal, ganadería moderada y ecoturismo.

En cuanto a la biodiversidad, la flora está representado por el mezquite (*Prosopis spp.*) y el huizache (*Acacia spp.*), en las orillas de los canales y arroyos se encuentran sabinos (*Taxodium spp.*), sauces (*Salix sp.*), carrizos (*Phragmites sp.*), tules (*Typha sp.*) así como gramíneas nativas representativas en donde destacan (*Andropogon glomeratus*, *Panicum bulbosum*, *Muhlenbergia sp.*) y varias especies de *Cyperaceae*, dentro de los canales se encuentra la ninfa (*Ninphacea spp.*) (SEGAM, 2018).

Dentro de la fauna representativa se identificó el ganso (*Branta canadensis*), el ganso careto (*Anser albifrons*), el pato golondrino (*Anas acuta*), el pato de collar (*Anas platyrhynchos*), el pato cucharón nortero (*Anas clypeata*) y pijije ala blanca (*Dendrocygna autumnalis*) y la tortuga (*Chelonia mydas*). De los mamíferos se identificaron roedores (*Peromyscus sp.*), (*Chaetodypus nelsoni*), (*Liomys irroratus*), liebres (*Lepus californicus*), conejos (*Sylvilagus floridanus*), coyotes (*Canis latrans*), lince (*Lynx rufus*), mapaches (*Procyon lotor*), venados (*Odocoileus virginianus*) y jabalí (*Tayassu tajacu*).

Además, dentro de las especies endémicas que se encuentran en peligro de extinción, se encuentran los peces (*Cichlasoma labridens*), (*Cichlasoma bartoni*), mojarra (*Cichlasoma cyanoguttatum*), mojarra (*Cichlasoma steindachneri*), el pez perrito (*Cualac tessellatus*), (*Ataeniobius toweri*), (*Dionda mandibularis*), (*Dionda dichroma*), (*Dionda erymyzonops*), (*Dionda ipni*), (*Dionda rasconis*) (SEGAM, 2018).

Por otro lado, dentro de la estratigrafía de la región de Rioverde se encuentra el Parque Estatal Manantial de la Media Luna, se describe por periodos geológicos, del cretácico, terciario y cuaternario. El periodo cretácico está constituido por capas de calizas con

abundantes restos de macrofósiles, el terciario está representado por una roca ígnea extrusiva, volcánica félsica de color gris a rojizo con una textura de granos finos y basálticos, así como de roca ígnea volcánica con consistencia porosa, formada por la acumulación de cenizas, y el periodo cuaternario está compuesto de arcillas, silíceas porosas, caliza y caliche (Charcas H. & O., 2002).

En cuanto a su edafología, en el área que circunda el manantial de la Media Luna, (figura 1.2), se encuentran diferentes tipos de suelo, que son el chernozem, feozem, kastañozem, vertisol y rendzina, se describen a continuación. El primero de ellos es el chernozem cálcico, de color gris oscuro, textura media (franco-arcillosa o arcillo-arenosa), drenaje interno de moderado a lento y ligeramente susceptibles a la erosión. Se caracterizan por tener una capa superior rica en materia orgánica y nutrientes y una acumulación de caliche suelto en una capa de color claro de más de 15 cm de espesor y además presentan una fase petrogypsica (yeso cementado) a menos de 50 cm de profundidad.

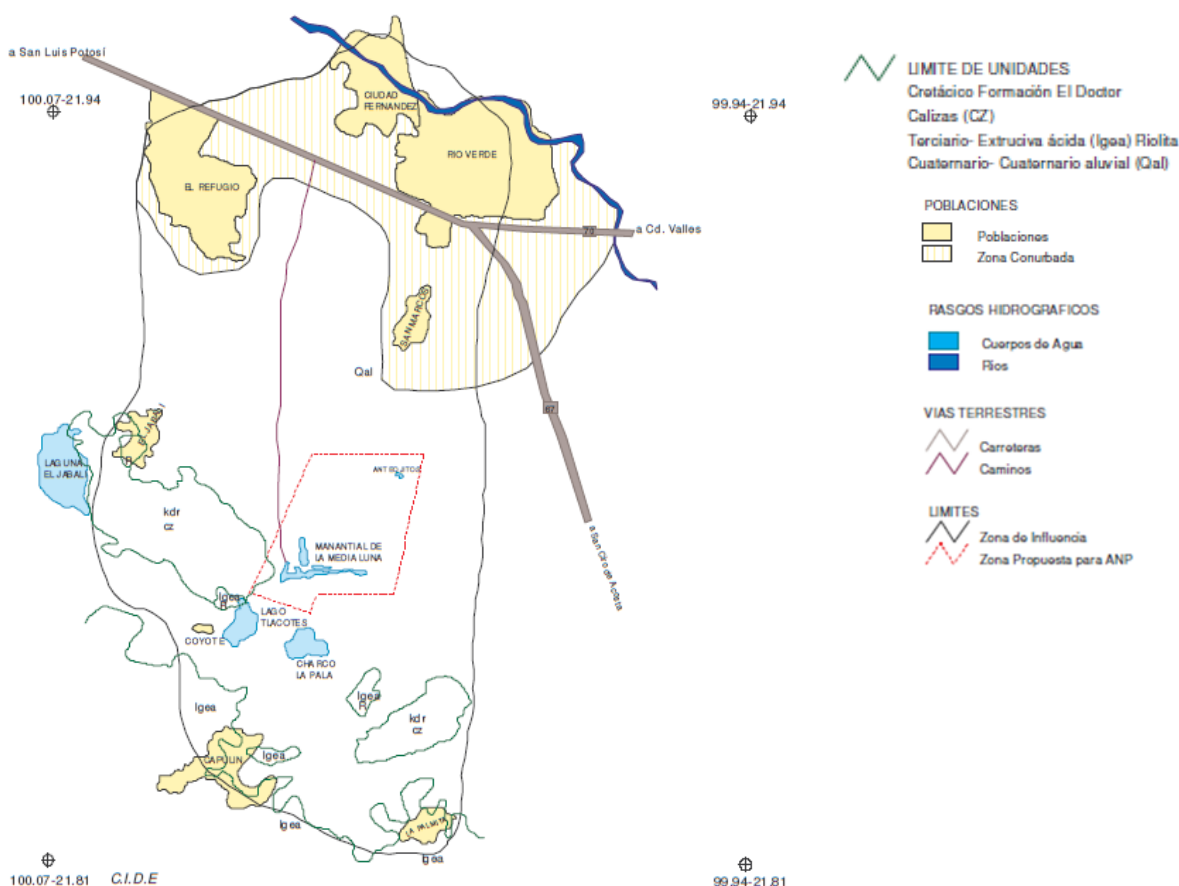
El feozem o phaeozem, sus características principales son una profundidad media de 0.5 a 1m, una capa superficial oscura de color café oscuro a grisáceo, de consistencia suave, rica en materia orgánica y nutrientes, seguida por un estrato inferior de color café (franco-arcillosa) y buen drenaje interno, su susceptibilidad a la erosión depende de su posición topográfica. En su mayoría se encuentran sobre terrenos planos a suavemente ondulados, con pendientes menores a 8%, solamente en las inmediaciones de la localidad El Jabalí y al pie de la sierra se tienen pendientes de 8 a 20% (SEGAM, 2003). Los Phaeozems son suelos porosos, fértiles y son excelentes tierras agrícolas (FAO, Base referencial mundial del recurso del suelo, 2008).

El kastañozem se localiza al sur del parque, sobre terrenos planos o suavemente ondulados, pendientes menores a 8%, su profundidad es media 0.5 a 1 m, su estrato superior es de color café a café rojizo oscuro, rico en materia orgánica y nutrientes. La textura en toda su profundidad es arcillosa, con drenaje interno de moderado a bueno, presentan una acumulación de caliche (es un depósito edáfico endurecido de carbonato de calcio suelto o ligeramente cementado) y son susceptibles a la erosión. El subgrupo presente en el área, corresponde al cálcico que presenta una acumulación de caliche suelto en una capa de color claro de más de 15 cm de espesor, con una fase petrocálcica, caliche cementado a menos de 50 cm de profundidad (SEGAM, 2003). Los Kastanozems son suelos potencialmente ricos, pero la falta periódica de humedad del suelo es el obstáculo principal para alcanzar altos rendimientos, es necesario el riego y tener cuidado con la salinización secundaria del suelo superficial. Los fertilizantes fosfáticos pueden ser necesarios para buenos rendimientos, en estos suelos principalmente se cultiva granos finos y vegetales (FAO, Base referencial mundial del recurso del suelo, 2008).

Los vertisoles se localizan hacia el norte en el límite del parque, sobre terrenos planos a planocóncavos, con pendiente menor al 8%. Son de profundidad media, 1 a 1.2 metros y de textura fina (arcillosos), pesados, pegajosos cuando están húmedos y muy duros cuando

están secos, su característica principal es que se agrietan cuanto están secos. El subgrupo presente en el área corresponde a los crómicos, con una capa superficial café grisácea oscura, seguida por una intermedia de color café rojizo que descansa sobre otra de color gris a gris oscuro, son suelos fértiles y difíciles de erosionar (SEGAM, 2003). Sin embargo, la labranza se obstaculiza por la adhesividad cuando el suelo está mojado y dureza cuando está seco. La susceptibilidad de los Vertisoles a la inundación puede ser el único factor más importante que reduce el período de crecimiento real (FAO, Base referencial mundial del recurso del suelo, 2008).

Dentro de los grupos que ocupan áreas menores se encuentran los rendzinas son suelos poco profundos de 10 a 50 cm, son arcillosos, con una capa superficial abundante en humus y muy fértil que descansa sobre roca caliza o algún material rico en cal, son poco susceptibles a la erosión. Por otra parte, el regosol es un material suelto que cubre la roca, se caracterizan por no presentar diferenciación en sus capas, en general son claros y se parecen bastante a la roca que los subyace. Lo más frecuente es que sean suelos someros de 0 a 30 cm y de fertilidad variable. Los regosoles necesitan riego para una producción satisfactoria de cultivos, su baja capacidad de retención de humedad de estos suelos obliga a aplicaciones frecuentes de agua de riego y los litosoles se caracterizan por tener una profundidad menor de 10 cm hasta la roca o caliche (SEGAM, 2003).



El clima en la región de Rioverde se cataloga como semiseco, semicálido con lluvias de verano e invierno fresco. La estación de referencia para su caracterización corresponde a la ciudad de Rioverde, situada 10 Km al norte del área. La precipitación promedio anual es de 516 mm, con máxima de 837 mm y una mínima de 290 mm. De junio a septiembre se concentra el mayor volumen de precipitación, de aproximadamente un 60-70%, mientras que el período seco abarca desde mediados de enero hasta principios de marzo. Por lo que respecta a la temperatura, el promedio anual es de 21.2 °C, con una máxima y mínima absolutas de 45.1°C y -5.0°C respectivamente. Las heladas se presentan todos los años con frecuencias de 1 a 3 y los días con granizo igualmente con una frecuencia de 1 a 3 por año (SEGAM, 2003).

1.2 Características de la cuenca en la zona de estudio

En el estado de San Luis Potosí las zonas hidrológicas están divididas en dos partes, una es la suroriental, con climas cálido y semicálido tanto húmedos como subhúmedos que abarcan parte de la Huasteca, donde las abundantes precipitaciones han originado importantes corrientes como la del Río Verde, que pertenece a la cuenca del Río Pánuco y se forma por los escurrimientos de la Sierra de Álvarez, recorre los municipios de Ciudad Fernández, Rioverde, San Ciro de Acosta, Rayón y Lagunillas, hasta unirse con el Río Santa María, que se origina en el estado de Guanajuato y sirve de límite natural con Querétaro, esta es la región hidrológica No. 26, Pánuco, que tiene una superficie de 27 140.55 Km².

La segunda zona es la noroccidental con clima seco a semiseco por lo que las corrientes de agua se forman en la temporada de lluvias, al ser su curso reducido desaparecen en las llanuras debido a filtraciones y evaporaciones, de manera que esta porción se integra a las cuencas interiores de la región hidrológica El Salado No. 37, cubre un área de 35 164.19 Km² que abarca la parte central y norte del estado (INEGI, 2014).

1.2.1 Región Hidrológica Pánuco No. 26

Está dividida en alto y bajo Pánuco, a la entidad le corresponde parte de la segunda, la cual genera escurrimientos y afluentes de gran importancia para el río Pánuco. Este río tiene su origen en el cerro La Bufa, dentro del Estado de México, a una altitud de 3800 m. En su inicio recibe el nombre de Tepeji, después los de Tula y Moctezuma. Entra a la Sierra Madre Oriental sobre una topografía accidentada, la cual es más notable en la medida que desciende la corriente, hasta la confluencia de los ríos Tempoal y el Tapaón. A partir de ahí recibe el nombre de río Pánuco, y continúa con esa designación hasta su desembocadura en el Golfo de México, aguas abajo de la ciudad de Tampico, Tamaulipas. En el estado existen áreas de cuatro cuencas de esta región hidrológica el Río Pánuco A, Río Tamesí B, Río Tamuín C y el Río Moctezuma D, mostrado en la Figura 1.3.

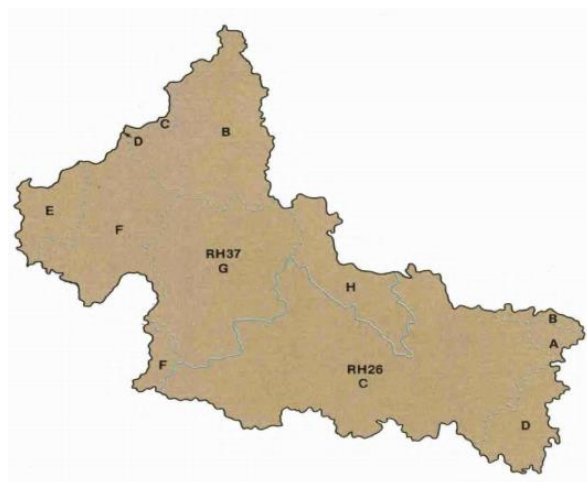


Figura 1.3. Regiones hidrológicas, fuente: Síntesis geográfica del Estado de San Luis Potosí, INEGI 2014

La zona de estudio se localiza dentro de la cuenca Río Tamuín, siendo la de mayor extensión dentro del estado, pues cuenta con 22 841.77 Km², y su aportación es la más importante. La corriente principal es de corta extensión y tiene su origen 32 Km al norte de Tamuín, en el estado de San Luis Potosí, localidad de la cual toma su nombre. Corre por una topografía suave y su cauce es en dirección sur, hasta llegar al río Tropaón. Dentro de esta cuenca hay otros ríos de importancia como el Verde, Santa María, Tamasopo, San Juan, Huichihuayan y otros. En ella se encuentran las ciudades de Rioverde, Cárdenas y Ciudad Valles, asimismo, en su porción central está situado el distrito de riego Río Verde y Cd. Valles DR 49, que se abastece con el agua de los ríos antes mencionados y algunos de sus afluentes (INEGI, 2014).

En esta cuenca hay doce subcuencas intermedias: Río Tamuín o Tropaón (26 Ca), Río Valles (26 Cb), Río Puerco (26 Cc), Río Mesillas (26 Cd), Río de los Naranjos (26 Ce), Drenaje Subterráneo (26 Cf), Río Gallinas (26 Cg), Río Verde (26 Ch), Río Santa María Alto (26 Ci), Río Santa María Bajo (26Cj), Drenaje Subterráneo (26 Ck) y (26 Cl) (INEGI, 2014).

1.3 Estudios precedentes sobre la zona de estudio y caracterización geomorfológica de la cuenca

En el año 2003 se describió el Plan de Manejo del Parque Estatal del Manantial de la Media Luna, dado que el manejo que se había dado hasta ese momento ocasionaba serios impactos ambientales negativos, los cuales en un futuro podían causar daños irreversibles. En este se menciona la forma en que podrán llevarse a cabo las actividades o usos de suelo que podrán realizarse conforme a la zonificación descrita en la declaratoria de protección (SEGAM, 2003).

En el trabajo del año 2006 se realizó un modelo de intervención educativa para el Parque Estatal "Manantial de La Media Luna", fundamentada en la problemática ambiental regional, local y del sitio, así como, en las percepciones de los diversos actores sociales (Ilizaliturri C., 2006).

De acuerdo al informe realizado en el 2018, es requerido un control de la destrucción física del hábitat por uso turístico, un monitoreo de la calidad del agua e inventarios faunísticos y florísticos. Además, falta monitoreo de los aportes de agroquímicos y fertilizantes de los alrededores (CONABIO, 2018), con base a (SAGARPA, Uso de Tecnología y servicios en el campo, 2016) en el municipio de Rioverde la superficie sembrada con químicos son 6718 ha.

1.4 Uso de tecnologías geoespaciales para delimitar y representar a la cuenca de la zona de estudio

1.4.1 Procesos de SIATL

La unidad hidrográfica en la que se encuentra el Manantial de la Media Luna es la región Pánuco RH26, que pertenece a la Cuenca Río Tamuín RH26C, dentro de la subcuenca Río Verde RH26Ch. Esta subcuenca es de tipo exorreica y drena principalmente a la subcuenca Río Gallinas, tiene un área de 9453.67 Km².

En la figura 1.4 se puede ver el flujo aguas arriba de la Media Luna, en ella se localizan 16 comunidades a una distancia de 2000 m, representadas con puntos de color naranja, siendo las de mayor población Cd. Fernández, El Jabalí, con 32006 y 1994 habitantes respectivamente, de acuerdo al censo de INEGI 2010.

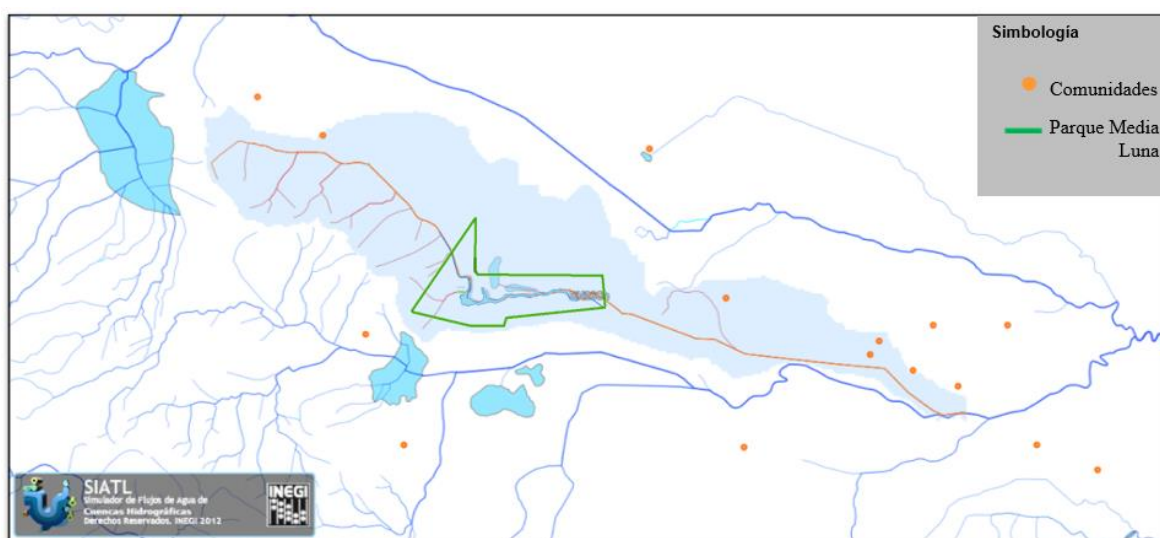


Figura 1.4. Flujo de aguas arriba Manantial de la Media Luna

En SIATL, se proporcionan los datos de distribución de la vegetación, con una mayor superficie está el matorral xerófilo 5.784 Km², agrícola-pecuaria-forestal con 3.814 Km², pastizal 2.982 Km², cuerpo de agua 0.195 Km² y zona urbana con 0.073 Km².

Al continuar con el flujo aguas arriba, el cauce abarca una microcuenca, que está dentro de la subcuenca Río verde, además también se representa el polígono de la zona de estudio, así como los puntos ubicados como comunidades, representado en la parte superior izquierda de la figura 1.5. Al continuar con el cauce principal aguas arriba, este abarca toda la subcuenca Río verde, en esta figura, se muestra la ubicación de ambas.

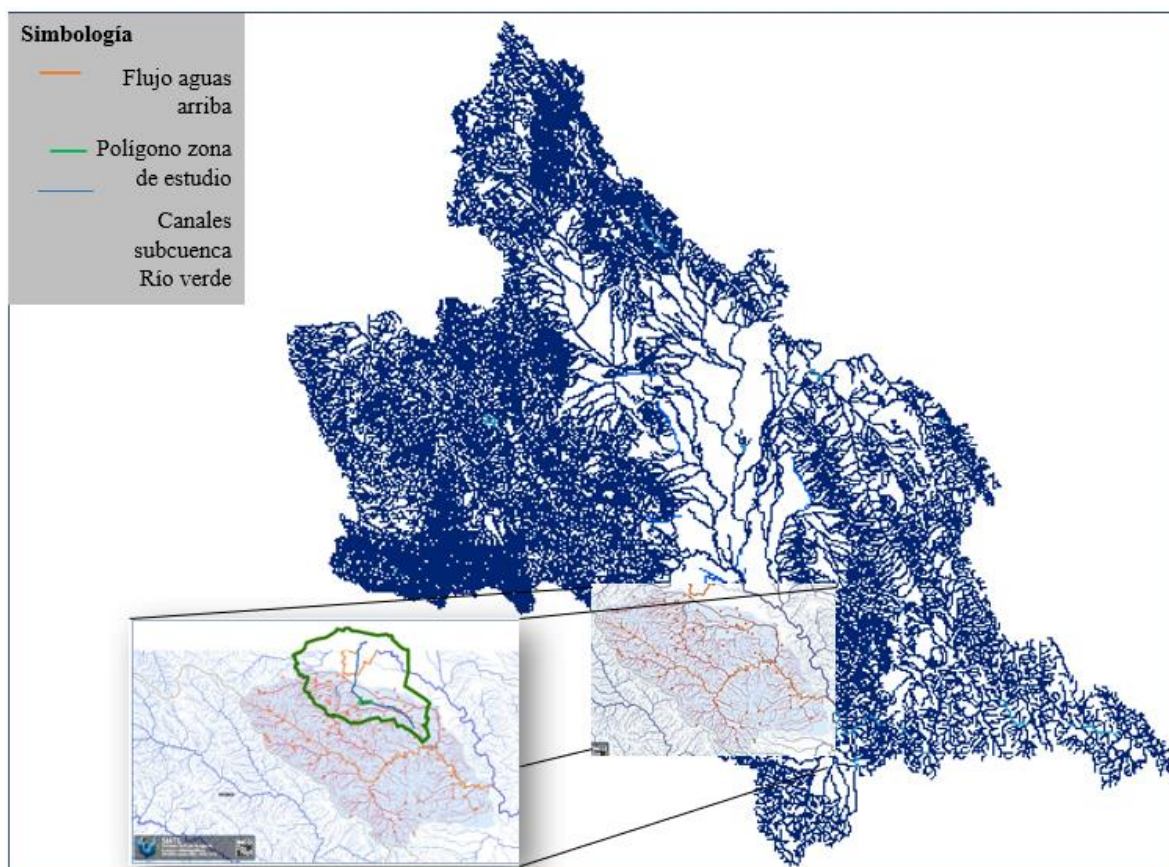


Figura 1.5. Flujo de aguas arriba, caudal principal de la subcuenca del Manantial de la Media Luna

A partir del cauce principal de la microcuenca se pueden conocer sus propiedades como elevación máxima, media y mínima, además de las localidades de intersección que se encuentran dentro, tabla 1.6.

Tabla 1.6. Propiedades del cauce principal de la subcuenca

Propiedad	Valor
Altitud máxima	2076 m
Altitud media	1448 m
Altitud mínima	820 m
Longitud	61150 m
Pendiente media	2.0539%
Tiempo de concentración	420.75 (minutos)
Área drenada	758.58 Km ²

A una distancia de 500m dentro de la cuenca se localizan 89 comunidades, en la tabla 1.7 únicamente se muestran las de mayor población.

Tabla 1.7. Comunidades cerca del cauce principal de la subcuenca

Localidad	Tipo	Población 2010	Municipio	X	Y
Ciudad Fernández	Urbana	32,006	Ciudad Fernández	-100.031143	21.9378239
El Capulín	Rural	2,049	Rioverde	-100.037222	21.8283333
San José de Tapanco	Rural	1,670	Rioverde	-99.9072222	21.7722222
La Loma	Rural	795	Rioverde	-100.103056	21.8969444
Plazuela	Rural	683	Rioverde	-99.9322222	21.7980556

Después de haber trazado el flujo de corrientes arriba, se obtiene el análisis del área de escurrimiento que proporciona la población, vivienda y servicios de acuerdo al Censo de Población y vivienda 2010, además de la distribución de la vegetación de la subcuenca que nos aporta los datos de la superficie, el matorral xerófilo tiene 367.422 Km², agrícola-pecuaria-forestal con 166.117 Km², bosque de encino con 159.342 Km², vegetación inducida 4.769 Km², bosque de coníferas 33.999 Km², pastizal 4.769 Km², zona urbana 3.201 Km², cuerpo de agua 2.287 Km² y asentamientos humanos 0.544 Km².

1.4.2 Procesos en Arc Hydro

El Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0) representa las elevaciones del territorio continental mexicano, mediante valores que indican puntos sobre la superficie del terreno, cuya ubicación geográfica se encuentra definida por coordenadas (X, Y) a las que se le integran valores que representan las elevaciones (Z). Los puntos se encuentran espaciados y distribuidos de modo regular (INEGI, 2013). En este estudio se va a utilizar la resolución de 30 m del estado de San Luis Potosí. Se considera la elevación máxima del

estado de 1864 m al colocar un valor más alto de 3200 m, se procesa el terreno para rellenar los sumideros y picos que representan errores debido a la resolución de los datos o el redondeo de elevaciones al valor entero más cercano, itera hasta que se rellenan todos los sumideros dentro del límite especificado. Los sumideros se deben rellenar para garantizar la representación correcta de cuencas y arroyos (ArGisPro, 2018).

Posteriormente, se determina la dirección de flujo, la cual toma una superficie como entrada y proporciona como salida un ráster que muestra la dirección del flujo que sale de cada celda, con este se calcula las celdas con una acumulación de flujo alta, al tener el área de flujo concentrado se pueden identificar arroyos y escorrentías. Para definir una red de arroyos, se aplica el valor definido para las celdas, después se localiza el punto más bajo de la cuenca utilizando los parámetros anteriormente calculados. Posteriormente se delimitan las cuencas, se genera una capa ráster en la que agrupa los puntos que indican el flujo que corresponde a cada uno de los segmentos del cauce, después se realiza la conversión de las cuencas a polígonos (ESRI , 2011).

La herramienta procesamiento líneas de drenaje, convierte el flujo de enlace de entrada que se crea con la función de segmentación de corriente, en cada línea de drenaje. En este caso se identifica como punto de interés el Manantial de la Media Luna y la subcuenca a la que pertenece que es Río Verde, figura 1.6.

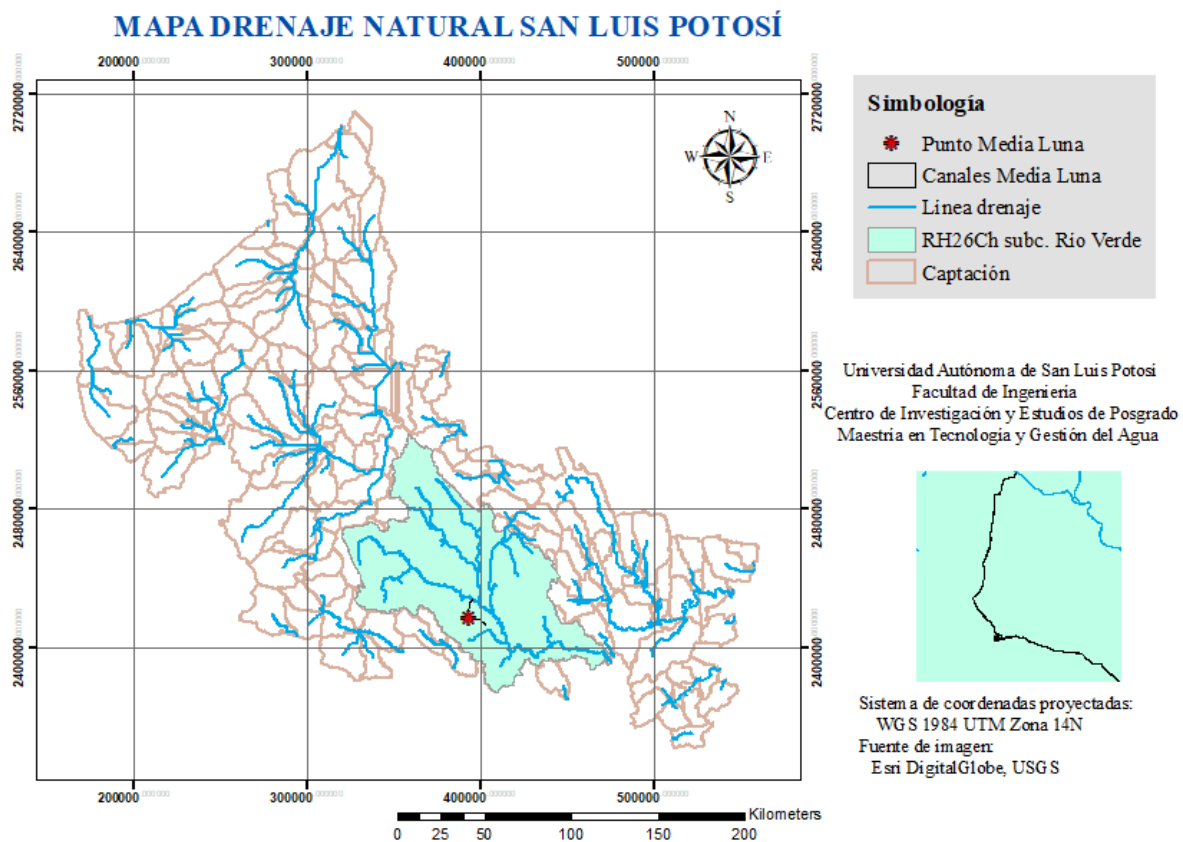


Figura 1.6. Mapa drenaje natural de San Luis Potosí

1.5 Representación de la cuenca, sus drenajes principales y escurrimientos

Esta descripción cartográfica de la cuenca se crea a partir del procesamiento de los datos de SIATL, en este se representa la cuenca Río Tamuín con las subcuencas que la forman, la zona de estudio se encuentra dentro de la subcuenca Río Verde, figura 1.7, de esta manera se pueden visualizar la ubicación de las subcuencas.

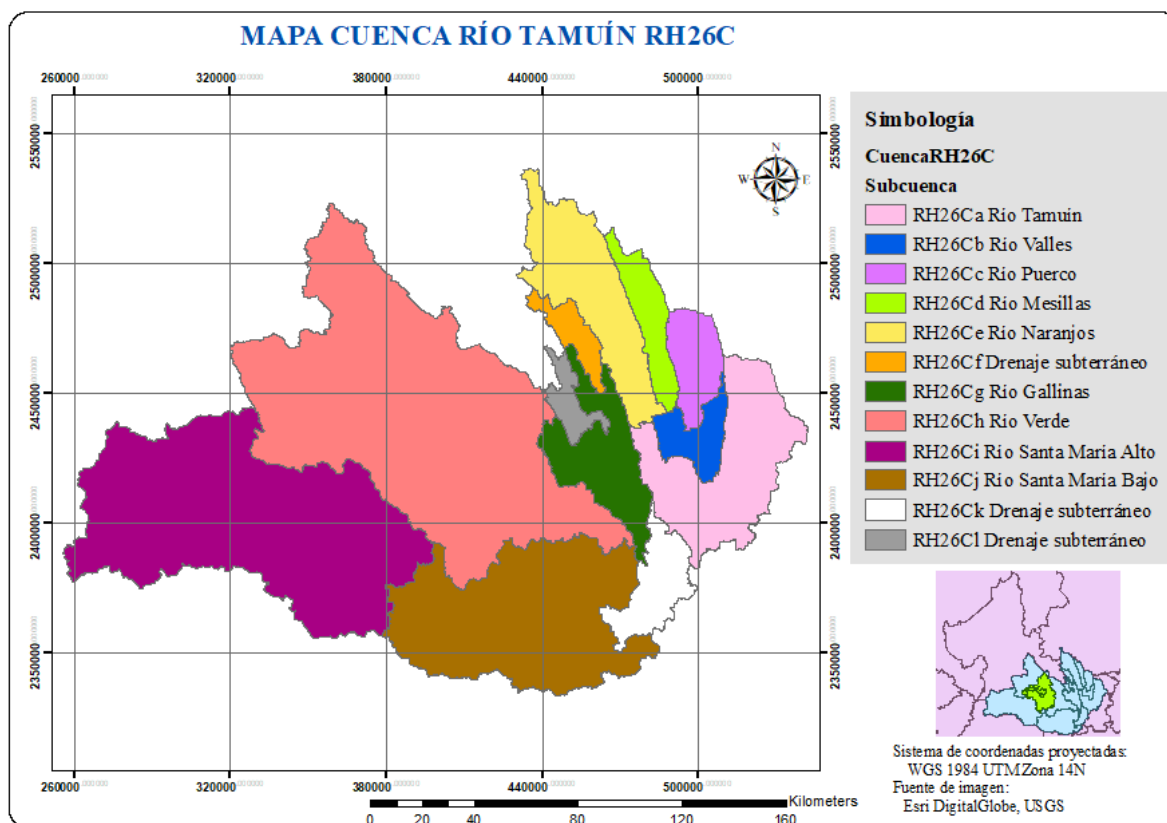


Figura 1.7. Mapa subcuencas de Río Tamuín

Los datos obtenidos de la figura 1.7, para cada subcuenca el área y perímetro, se muestran en la tabla 1.8, en la cual se puede observar que la subcuenca Río Verde es la más grande, y es donde se encuentra el manantial de la Media Luna, así como conocer las características de superficie de cada una.

Tabla 1.8. Área y perímetro de las subcuencas de la cuenca Río Tamuín

CLAVE	SUBCUENCA	ÁREA Km ²	PERÍMETRO Km ²
RH26Ca	Río Tamuín o Tampaón	2466.49	368.24
RH26Cb	Río Valles	555.74	157.68
RH26Cc	Río Puerco	718.84	130.2
RH26Cd	Río Mesillas	706.46	189.51
RH26Ce	Río de los Naranjos	2015.39	335.02
RH26Cf	Drenaje Subterráneo	396.59	144.06
RH26Cg	Río Gallinas	1428.34	362.06
RH26Ch	Río Verde	9453.67	731.82
RH26Ci	Río Santa María Alto	7132.99	566.76
RH26Cj	Río Santa María Bajo	4385.52	494.94
RH26Ck	Drenaje Subterráneo	852.4	224.29
RH26Cl	Drenaje Subterráneo 2	337.9	157.54

De la misma forma los datos de drenaje de la cuenca se obtienen del procesamiento de los datos de SIATL, en la figura 1.8, en color rojo se muestra los puntos de drenaje y de color café los suelos permeables.

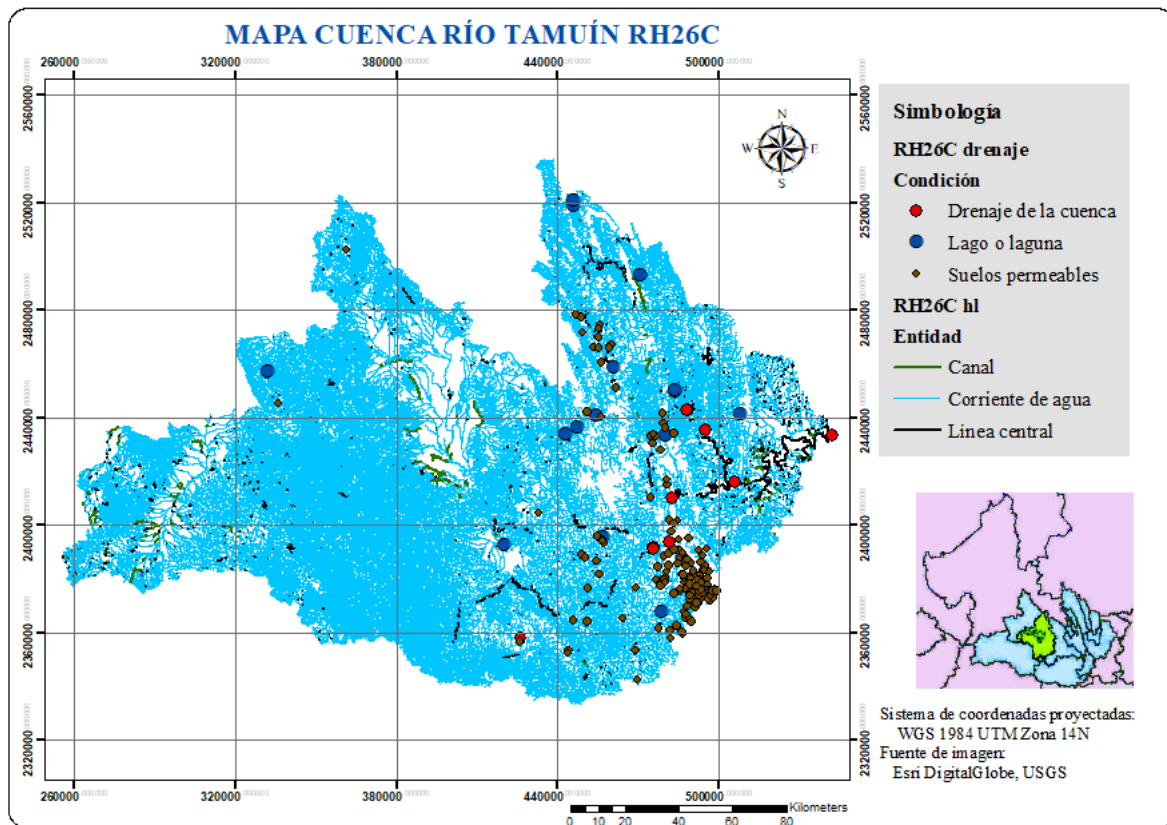


Figura 1.8. Mapa drenaje de la cuenca Río Tamuín

En cuanto a los cuerpos de agua intermitente y perenne, se puede ver en la figura 1.9, en la parte inferior de la subcuenca Río Verde, el manantial de la Media Luna como cuerpo perenne, una corriente de agua que fluye todo el año, a diferencia del cuerpo de agua intermitente es una corriente que tiene agua sólo durante alguna parte del año, por lo general, en la época de lluvias.

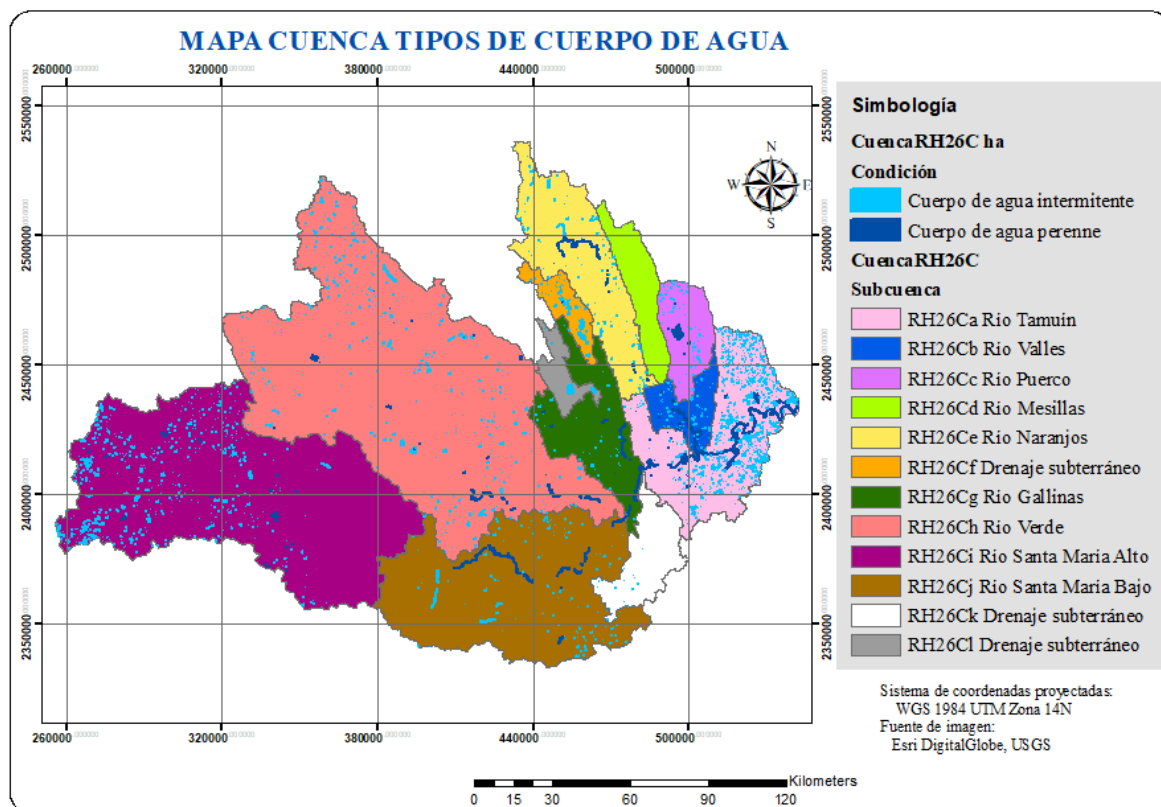
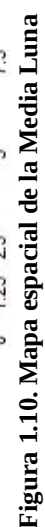


Figura 1.9. Mapa tipo de cuerpo de agua de la cuenca Río Tamuín

1.6 Representación espacial del manantial de la Media Luna

En la zona de estudio se georreferencio el cuerpo principal del Manantial de la Media Luna con sus canales principales ubicados al norte y sur respectivamente, abarcando 25 Km, también se utilizaron las cartas topográficas F14C16 y F14C17 a una escala de 1:50 000 que cubren la totalidad del polígono de la zona de estudio, el modelo digital de elevación a 30 m obtenidas de igual manera de INEGI, así como información de la región hidrológica de SIATL que en este caso corresponde la subcuenca RH26Ch Río verde. Posteriormente

MAPA ESPACIAL DE LA MEDIALUNA



CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA PARA EL MUESTREO DE AGUA Y SUELO EN LOS CANALES DEL MANANTIAL DE LA MEDIA LUNA

En el año de 1996 la SEGAM realizó un análisis de temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y sólidos disueltos en agua dentro de la laguna y a lo largo de los canales, se encontró una oscilación de temperatura entre 29 a 30.5°C y valores de pH ligeramente alcalino de 6.95 a 7.39, en el contenido de nitrógeno en forma de nitrato, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total se cuantificó de 0.04 a 0.58 mg/L, además no se detectó fósforo soluble, esto indicó no existir eutroficación. Por último, en la cuantificación de coliformes fecales se obtuvo un valor fuera del límite permitido para agua de uso recreativo de 400 NMP/100 ml (SEGAM, 2003).

2.1 Ejemplo de estudios realizados en la implementación de modelos de evaluación de la presencia de nitrógeno en agua superficial

En el río Taizi en China el principal uso de la tierra es agrícola que en conjunto con la descarga de aguas residuales de áreas urbanas e industriales se han convertido en fuentes de contaminación, por lo que se realizó un estudio de K, Ca, Na, Mg, NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N, NT y PO₄³⁻, para el que fue necesario tomar 268 muestras de agua en mayo y en agosto 2009, durante el periodo de secas y temporada lluvias, de manera que las muestras fueron recolectadas en botellas de plástico de polietileno a una temperatura de 4°C, posteriormente se filtraron con membranas MF-Millipore de 0.45 µm y se agregó ácido sulfúrico al 98% hasta obtener un pH<2. El análisis se realizó por el método de espectrofotometría UV, para el NH₃-N se utilizó el reactivo de Nessler, el NO₂-N se cuantificó con dihidrocloruro de N-(1-naftil) -etilendiamina y el NO₃-N utilizó el persulfato de potasio (Hongmei B., 2014).

En otro estudio en el lago Eğirdir se evaluó la calidad del agua y sus principales afluentes para lo que se monitorearon mensualmente en siete puntos de muestreo cercanos a posibles fuentes de contaminación como zonas agrícolas, asentamientos rurales y urbanos entre diciembre 2010 y noviembre de 2011, de manera que las muestras se recolectaron a 30 cm por debajo de la superficie utilizando botellas de polietileno y se agregó ácido sulfúrico hasta obtener un pH debajo de 2. Durante el muestreo se midieron in situ los parámetros de temperatura, pH y conductividad eléctrica utilizando un medidor de campo portátil, para el análisis de NO₂-N, NH₄-N, NO₃-N, nitrógeno total, PO₄-P y TP se utilizó un espectrofotómetro DR5000, con este se obtuvo el resultado de la concentración de NH₄-N siendo alta en los meses de lluvia, debido a una mayor escorrentía superficial, que aumento el transporte de fertilizantes y otros contaminantes al lago (Beyhan M., 2014).

Otro método para evaluar el efecto de diferentes tasas de carga de nitrógeno a escala de laboratorio, se utilizó un filtro biológico cargado con nitrógeno donde las concentraciones más bajas de nitrato y nitrito se determinaron con métodos colorimétricos. Para el análisis

de nitrato se utilizó el método de salicilato para el desarrollo de color, donde la muestra es tratada con salicilato de sodio después se pone a evaporación sobre un baño de agua, se agrega ácido sulfúrico para lograr una suspensión de que se diluye con agua, para posteriormente agregar una solución de hidróxido de sodio al 50%, y leer la absorbancia a una longitud de onda de 410 nm en un espectrofotómetro modelo de Hach DR2000 (Coetzee M., 2011).

2.2 Metodología experimental

En esta investigación se estudió la presencia de nitrógeno en forma de nitrato y nitrógeno amoniacal en agua y suelo por medio de espectrofotometría visible y digestión micro-Kjeldahl. En este capítulo se presenta una descripción detallada de los reactivos y funcionamiento de los equipos de laboratorio utilizados. También se describe el fundamento teórico del espectrofotómetro.

2.2.1 Reactivos, aparatos y equipos

Los datos de los reactivos usados en el equipo de espectrofotometría y el método de micro-kjeldahl, se enlistan en la Tabla 2.1

Tabla 2.1 Reactivos utilizados

Reactivos			Nombre y fórmula	Fabricante
NitraVer reactivo	5	Nitrato	Ácido sulfanílico (C ₆ H ₇ NO ₃ S)	HACH
			Ácido gentísico (C ₇ H ₆ O ₄)	
			Cobre III (Cu ⁺³)	
			Malonato (CH ₂ (COO) ₂ ²⁻)	
			Cadmio (Cd)	
			Fosfato de potasio (K ₂ HPO ₄)	
			Poliacrilamida (C ₃ H ₅ NO) _n	
Agua destilada		H ₂ O	Laboratorio de análisis de suelo y agua, UASLP	
Estabilizante mineral		Tartrato de sodio y potasio (KNaC ₄ H ₄ O ₆ ·4H ₂ O)	HACH	
		Citrato de sodio (Na ₃ C ₆ H ₅ O ₇)		
		Agua desmineralizada		
Agente dispersante de alcohol polivinílico			Alcohol polivinílico (C ₂ H ₄ O) _x	HACH
			Agua desmineralizada	
Reactivo de Nessler			Yoduro de mercurio (HgI ₂)	HACH
			Hidróxido de sodio (NaOH)	
			Yoduro de sodio (NaI)	

NitriVer 3 Nitrato reactivo	2,7-Naphthalenedisulfonic ácido, HACH 4,5-dihidroxi- sal disódica Sal trisódico glicina N, N-1,2-cyclohexanodiylbis[N-carboxymethyl] Sulfanilato de sodio Ácido fosfórico Sal de potasio Pirosulfato de potasio	
Sulfato de potasio	K ₂ SO ₄	Fermont
Óxido de mercurio	HgO	Química dinámica
Ácido sulfúrico	H ₂ SO ₄	J.T. Baker
Ácido salicílico	C ₆ H ₄ (OH)COOH	Química dinámica
Hidróxido de sodio	NaOH	J.T. Baker
Tiosulfato de sodio	Na ₂ S ₂ O ₃	J.T. Baker
Ácido clorhídrico	HCl	J.T. Baker
Azul de metileno	C ₁₆ H ₁₈ N ₃ SCl-3H ₂ O	Hycel
Rojo de metilo	C ₁₅ H ₁₄ N ₃ O ₂ Na	Hycel
Alcohol etílico	C ₂ H ₅ OH	J.T. Baker
Ácido bórico	H ₃ BO ₃	J.T. Baker

En la preparación de las soluciones se utilizaron los aparatos enlistados en la Tabla 2.2

Tabla 2.2 Aparatos utilizados

Aparato	Modelo	Marca
Medidor de iones/pH	D-23	HORIBA
Medidor de conductividad	Orion 3 star	Thermo Scientific
Bombas de vacío	GV20	Atlas copco
Balanza analítica	PA224	Ohaus

Los equipos utilizados para el análisis de muestras se describen en la Tabla 2.3

Tabla 2.3 Equipos utilizados

Equipo	Modelo	Marca
Espectrofotómetro	DR/2000	HACH
Digestor Kjeldahl	6030000	LABCONCO
Destilador Rapid Kjeldahl System	RapidStill II	LABCONCO

2.3 Método de muestreo de agua y suelo

En la delimitación de la zona de estudio se tomó como referencia el cuerpo principal del Manantial de la Media Luna con sus canales principales ubicados al norte y sur

respectivamente, abarcando 25 km, de manera que el muestreo de agua se realizó cada km y para el suelo se tomó como referencia los canales principales para crear una malla conformada por cuadrantes de dos por dos metros, siendo un muestreo aleatorio sistemático. Se eligió como punto inicial el cuerpo principal del lago y a partir de éste a intervalos constantes se eligieron los demás, de forma que este proceso fue realizado en ArcMap 10.2 con la herramienta Sampling, y de esta manera se obtuvo la ubicación de los puntos de muestreo.

La norma NMX-AA-079-SCFI-2001 para la determinación de nitrato en aguas naturales, potables, residuales y tratadas, sirvió como base para la toma de muestras, esta establece que la recolección debe realizarse con frascos de vidrio o polietileno de 500ml y se puede almacenar hasta por 48 horas a 4°C (Secretaría de economía, 2001).

La primera recolección de las muestras de agua, se realizó en el mes de marzo, las cuales se tomaron del cuerpo de agua principal y los dos canales principales, las muestras fueron distribuidas para cubrir toda la zona de estudio (Figura 2.1), aproximadamente a cada kilómetro con una profundidad de 30 cm.

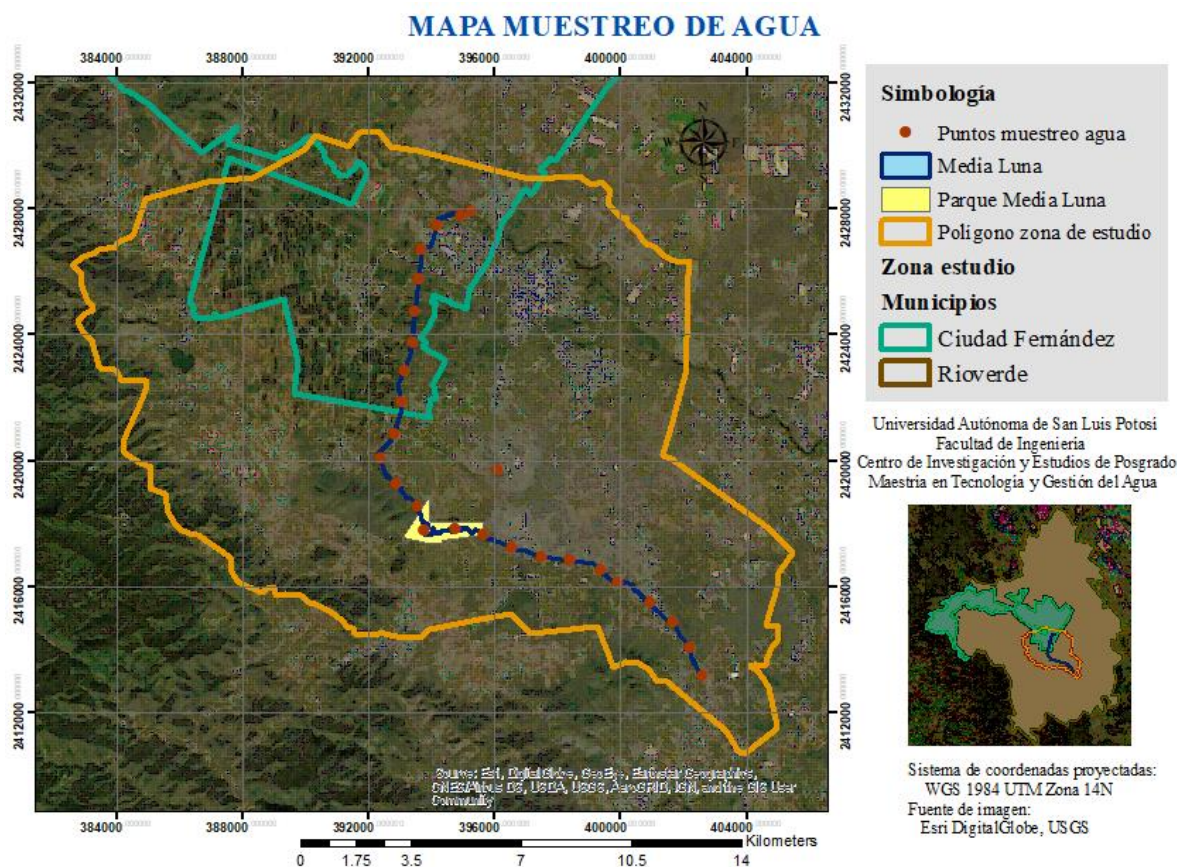


Figura 2.1 Mapa muestreo de agua

Sin embargo, en dos puntos no se pudo tomar la muestra, en una de estas no había camino y en otro punto, aunque en la imagen satelital era visible un cuerpo de agua, al llegar al punto

no había agua, ya que el cuerpo de agua se forma por temporada y por el periodo de secas, de forma que únicamente se tomó muestra de suelo. Las botellas de plástico que contienen las muestras se cerraron en campo, se etiquetaron en el punto de muestreo y se transportaron sin derrames a una temperatura de 4°C hasta su análisis.

Las muestras de suelo, a diferencia del muestreo en agua, se consideraron a una distancia máxima de dos kilómetros para cubrir la mayor parte de la zona de estudio (figura 2.2), sin embargo, en algunos casos el punto de muestreo estaba dentro de una propiedad privada, en zonas de cultivo o en otros casos no existía camino para llegar al punto. Las muestras se tomaron a una profundidad de 15 a 30 cm, en bolsas plásticas resellables, etiquetadas en el punto de muestreo y conservadas a una temperatura de 4°C hasta realizar el análisis de laboratorio.

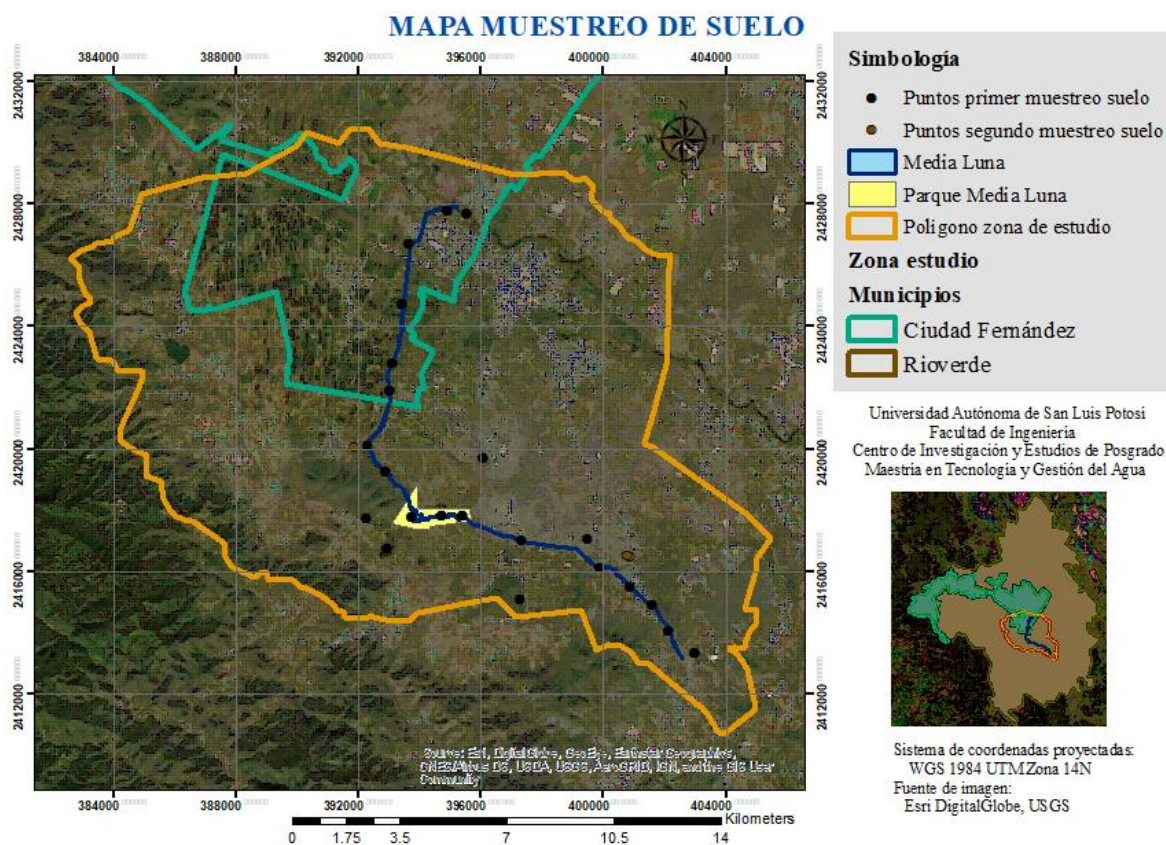


Figura 2.2 Mapa muestreo de suelo

El segundo muestreo se realizó iniciando la temporada de lluvias en el mes de mayo, sin embargo, hubo cambios en algunos puntos de muestreo, en el caso del agua, al haber una zona cercada, se cambió el punto hacia el canal norte del Manantial y en el caso del suelo, estaban reparando el camino, por lo que se tomaron otras muestras en puntos cercanos al canal.

Posteriormente, con las nuevas coordenadas de los puntos de muestreo, se georreferenció en Google earth en conjunto con los canales y el cuerpo principal del manantial de la Media Luna.

2.4 Espectrofotómetro

2.4.1 Fundamento espectrofotómetro

La espectroscopia de absorción cuantitativa determina la concentración del analito en una muestra, misma que se basa en la medición de la cantidad de luz absorbida por un haz de referencia a medida que pasa a través de la solución de muestra. En algunos casos, el analito puede absorber naturalmente la radiación en el rango de UV-Vis, de manera que la naturaleza química del analito no se modifica durante el análisis. En otros casos, los analitos que no absorben radiación en el rango UV-Vis se modifican químicamente durante el análisis, convirtiéndolos en una especie que absorbe radiación de la longitud de onda apropiada. La presencia del analito en la solución afectará la cantidad de radiación transmitida a través de la solución y, por lo tanto, la transmitancia relativa o la absorbancia de la solución que se pueden usar como un índice de concentración de analito. En la práctica, la solución a analizar está contenida en una celda de absorción y se coloca en la trayectoria de la radiación de una longitud de onda seleccionada. La cantidad de radiación que pasa a través de la muestra se mide en relación con una muestra de referencia. La cantidad relativa de luz que pasa a través de la muestra se usa para estimar la concentración del analito (Nielsen S., 2017).

2.4.2 Ley de Lambert -Beer

La especificidad de un compuesto para absorber luz a una longitud de onda particular es útil en mediciones cuantitativas. Cuando un haz de luz de longitud de onda particular es pasado a través de una solución, la cantidad de luz es absorbida por la solución y en consecuencia disminuye la intensidad de la luz que sale de la solución. El fenómeno de la absorción de luz por una solución sigue la ley de Lambert -Beer, ecuación 2.1, que establece que la cantidad de luz transmitida disminuye exponencialmente con el aumento de la concentración del medio absorbente. La relación entre la luz transmitida y la luz incidente se llama transmitancia (Kumar V., 2018).

$$-\log I/I_0 = \varepsilon_{\lambda}cd$$

$$A = \varepsilon_{\lambda}cd$$

Ecuación 2.1 Ley de Lambert-Beer

donde $-\log I/I_0$ es la Absorbancia (A), I_0 es la intensidad del haz de luz incidente, I es la intensidad del haz de luz tras la absorción, $\epsilon\lambda$ es el coeficiente de extinción molar a una longitud de onda λ , c es la concentración molar de la sustancia y d es el camino óptico a través de la sustancia.

Dado que el coeficiente de extinción molar ϵ , es una constante para cada sustancia y el diámetro de la cubeta d es fijo, la absorbancia depende directamente de la concentración de la sustancia. Por lo tanto, la concentración c puede calcularse de la absorbancia de la sustancia ya que los demás factores se conocen. Dado que la absorción de un compuesto depende estrictamente de la longitud de onda del haz de luz incidente, se deberá seleccionar una anchura de banda espectral estrecha, así como una longitud de onda central adecuada para optimizar las mediciones.

2.4.3 Instrumentación

Un espectrofotómetro básico está compuesto por cinco componentes esenciales, la fuente de luz, el monocromador, el soporte de muestra / referencia, el detector de radiación y un dispositivo de lectura (Nielsen S., 2017), mostrados en la figura 2.3.

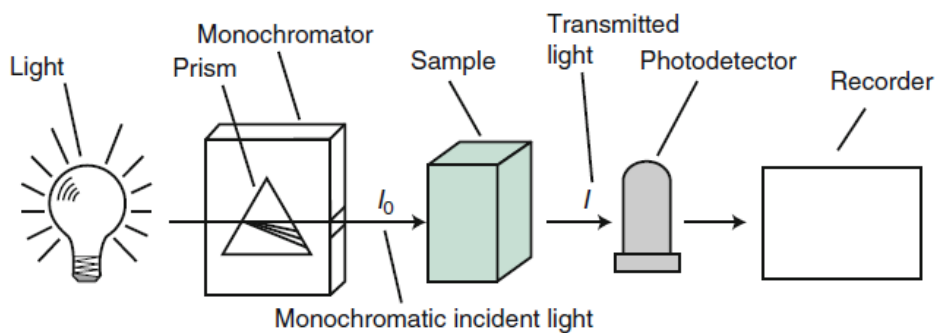


Figura 2.3 Componentes de un espectrofotómetro (Kumar V., 2018)

Las fuentes de luz utilizadas en los espectrofotómetros deben emitir continuamente una fuerte banda de radiación que abarca todo el rango de longitud de onda para el que está diseñado el instrumento. La potencia de la radiación emitida debe ser suficiente para una respuesta adecuada del detector, y no debe variar mucho con los cambios en la longitud de onda. La fuente de radiación más común para los espectrofotómetros visibles es la lámpara de filamento de tungsteno, estas lámparas emiten radiación adecuada que cubre la región de longitud de onda de 350 a 2500 nm (Nielsen S., 2017).

El monocromador funciona para aislar el grupo específico, estrecho y continuo de longitudes de onda que se utilizará en el ensayo. Está compuesto de ranuras de entrada y salida, espejo cóncavo y un elemento dispersante, su funcionamiento inicia al entrar la luz policromática a través de la abertura de entrada donde se dispersa a diferentes longitudes de

onda y luego es culminada por un espejo cóncavo que alinea las diferentes longitudes a la ranura de salida. El tamaño del rango de longitud de onda que sale de la ranura de salida del monocromador se denomina ancho de banda de la radiación emitida (Nielsen S., 2017).

El detector cuantifica la luz transmitida a través de la celda de referencia o muestra, el detector está diseñado para producir una señal eléctrica directamente proporcional a la potencia radiante del haz que la golpea y tiene una respuesta constante a la luz de diferentes longitudes de onda. Los detectores más comunes son el fototubo, el tubo fotomultiplicador y los detectores de fotodiodo (Nielsen S., 2017).

Finalmente, la señal del detector generalmente se amplifica y luego se muestra al analista de forma utilizable. El procesador de señales es capaz de presentar la lectura final en absorbancia, transmitancia o unidades de concentración (Nielsen S., 2017).

2.4.4 Consideraciones del procedimiento

Los esquemas de preparación de muestras para las mediciones de absorbancia varían considerablemente, dependiendo de las características de la zona donde se realiza el muestreo. En el caso más simple, el analito se puede medir directamente, por lo que la solución de referencia es el agua, excepto en casos especiales, por ejemplo en análisis donde la muestra cambia de color, al agregarse el reactivo y reaccionar con los elementos presentes, no se podría medir o causaría una interferencia, por lo que se requiere la aclaración de las muestras antes de tomar lecturas de absorbancia para evitar la absorción aparente debido a la dispersión de la luz por soluciones turbias. En situaciones más complejas, la solución de referencia para estos ensayos se prepara tratando la muestra de manera idéntica a la de la muestra, por lo tanto, la solución de referencia ayudará a corregir cualquier absorbancia (Nielsen S., 2017).

2.5 Análisis de la presencia de nitrógeno amoniacal y nitrato en agua superficial

2.5.1 Análisis de nitrógeno amoniacal

El análisis de amonio utilizado es de rango bajo de 0.00 a 3.00 mg/L (como $\text{NH}_3\text{-N}$), el equipo tiene como fuente de luz la lámpara de tungsteno con filtro de interferencia de banda estrecha a 420 nm, se realiza el análisis con el método Nessler de la ASTM Manual of Water and Environmental Technology, D1426-92 que contiene 100 g de yoduro de mercurio (II), 70 g de yoduro de potasio y 160 g de hidróxido de sodio.

Para el análisis de nitrógeno amoniacal se miden 25 ml de cada muestra con una pipeta volumétrica, además de agua destilada, que será el blanco y servirá para todas las muestras.

Se enciende el espectrofotómetro y se presiona el número del método en este caso es el 380 y dar clic en Read/enter, se calibra la longitud de onda a 425 nm. A la muestra y el blanco se agrega 3 gotas de estabilizador mineral y 3 gotas de alcohol polivinílico, se agita una vez y se agrega 1 ml de reactivo de Nessler. Se presiona Shift, después Timer y empieza a contar un minuto de reacción. Al finalizar este tiempo se vacía el blanco en una celda y la muestra en otra. Primero se coloca la celda del blanco y presionar Clear/Zero, posteriormente colocar la muestra y presionar Read/enter. Aparecerá el contenido de nitrógeno amoniacal en mg/L.

2.5.2 Análisis de nitratos

Para el análisis de nitrato el rango utilizado es de 0.0 a 30.0 mg/L (como $\text{NO}_3^- \text{N}$), con el método de reducción de cadmio, el método consiste en la reducción de los nitratos a nitritos por el cadmio metálico. El ion de nitrito reacciona en un medio ácido con el ácido sulfanílico para formar una sal intermedia de diazonio, esta sal se une al ácido gentísico para formar un producto de color ámbar en la muestra (HACH, 2000).

El procedimiento en el análisis de nitrato, se enciende el equipo y presiona el número del método 355 y dar clic en Read/enter, se calibra la longitud de onda a 500 nm, se miden 25 ml de cada muestra con una pipeta volumétrica y se agrega el reactivo NitraVer 5, presionar Shift, después Timer y empieza a contar un minuto para agitar, después dar clic en Shift y Timer para los 5 min de reacción. En este método el blanco son 25 ml de la misma muestra que se analiza. Primero se coloca la celda del blanco y presionar Clear/Zero, posteriormente colocar la muestra y presionar Read/enter. Aparecerá el contenido de nitrato en mg/L.

2.5.3 Medición de pH

Para medidor de pH, después de encender el equipo es necesario calibrar con la solución del equipo, dando clic en calibrate dos veces, al dejar de parpadear, aparece la lectura de 0.0, después se enjuaga el electrodo y se seca. Se coloca la primera muestra, con un agitador magnético y dar dos veces clic en meas, al dejar de parpadear aparece la lectura. Se enjuaga, se seca después de cada muestra y cada cinco muestras se vuelve a calibrar.

2.6 Resultados del análisis en agua superficial

2.6.1 Nitrógeno amoniacal en agua

El nitrógeno amoniacal proviene de los procesos metabólicos, agrícolas e industriales, su presencia indica posible contaminación con aguas residuales (CNA, 2007). Las descargas de aguas residuales y domésticas incrementan las concentraciones de nitrógeno amoniacal

en las aguas superficiales y subterráneas, afectando la calidad de las mismas. En condiciones normales la fuente de nitrógeno amoniacal en aguas superficiales proviene de la degradación del nitrógeno orgánico y por acción bacteriana, se va oxidando gradualmente a nitritos y finalmente a nitratos (González L., 2005).

De acuerdo con la OMS el amoniaco presente en agua potable no tiene una importancia inmediata para la salud, por lo que no se propone un valor guía basado en criterios sanitarios. Sin embargo, por los problemas de olor sugiere un umbral de 1.5 mg/L, para el sabor un umbral del 35 mg/L (OMS, Guías para la calidad del agua potable, 2008). En México, la norma estipula un valor máximo de 0.5 mg/L para consumo humano (SSA, 2000) y 0.06 mg/L para agua dulce en protección a la vida acuática (SEMARNAT, Indicadores de estado, 2010).

Los resultados obtenidos para nitrógeno amoniacal en el agua superficial del manantial de la Media Luna y sus canales, se muestran en la Figura 2.4, en la que se puede observar que todos de los puntos superan el límite para la protección a la vida acuática y en su mayoría superan el límite permisible para el uso y consumo humano.

El resultado más alto se encontró en el punto 26 con coordenadas (396104.7248, 2419688.607) que triplica el valor permisible en agua para consumo humano, y este se encuentra ubicado en el pequeño cuerpo de agua denominado Anteojitos, además se obtuvo un valor aún mayor en el primer muestreo a diferencia del resto de los puntos.

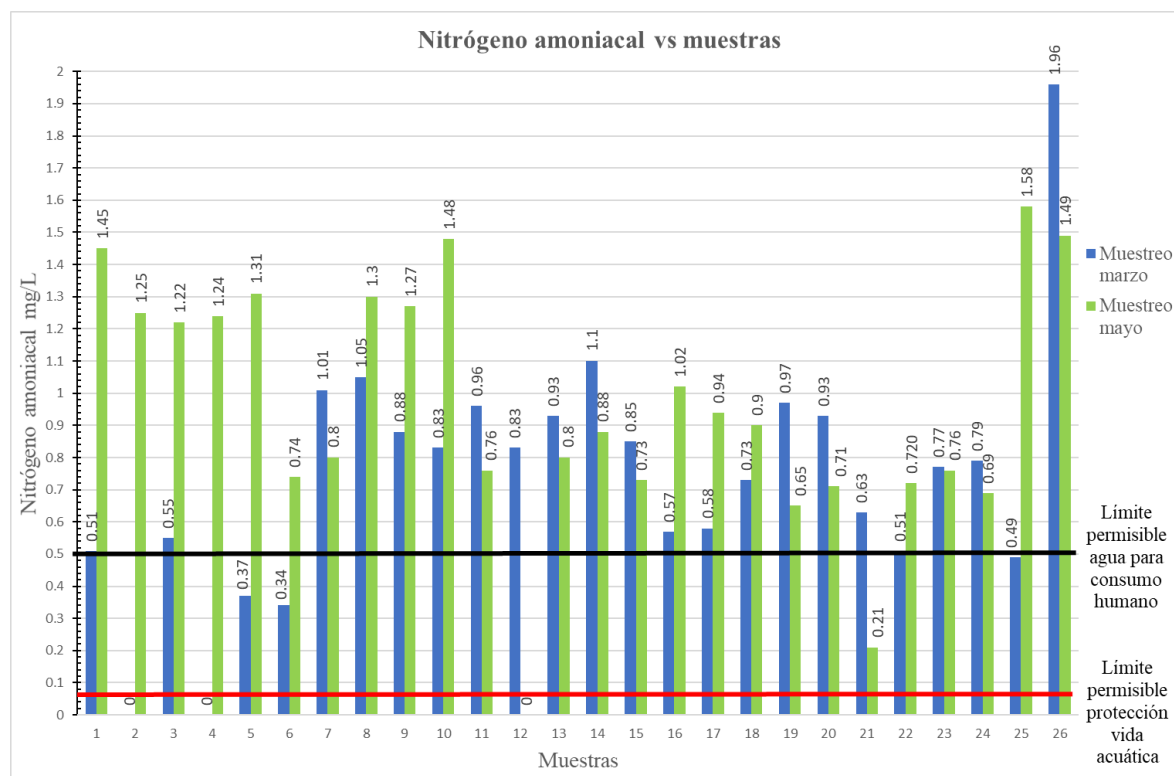


Figura 2.4 Gráfica de concentración de nitrógeno amoniacal mg/L en muestras de agua

2.6.2 Nitratos en agua

El nitrato es un componente importante de los fertilizantes y puede originarse también de la oxidación del amonio (NH_4^+) y de otras fuentes presentes en los restos orgánicos. Su presencia en los cuerpos de agua superficiales se asocia tanto con fuentes no puntuales de contaminación como en campos de cultivo y fuentes puntuales como la descarga directa de aguas residuales municipales, industriales y en los afluentes o los tiraderos de basura.

El indicador nitrato en aguas superficiales describe el estado de contaminación de los cuerpos de agua superficiales con respecto a este compuesto. En México el límite permisible para los nitratos para consumo humano es de 10 mg/L (SSA, 2000) y 6 mg/L para agua dulce en protección a la vida acuática (SEMARNAT, Indicadores de estado, 2010). Para el nitrato (como N), la concentración promedio de 30 días para proteger la vida acuática de agua dulce es de 3.0 mg/L y el máximo es de 32.8 mg/L (Nordin R., 2009).

En este caso, los resultados obtenidos para el agua superficial para nitratos se muestran en la figura 2.5 ninguno de los puntos de muestreo rebasa los límites establecidos, pero hay que considerar los puntos cercanos a 3 mg/L que son puntos alerta para la protección de la vida acuática, en el segundo muestreo como Antejitos y el último punto de muestreo ubicado en el canal norte, son los valores más cercanos al límite.

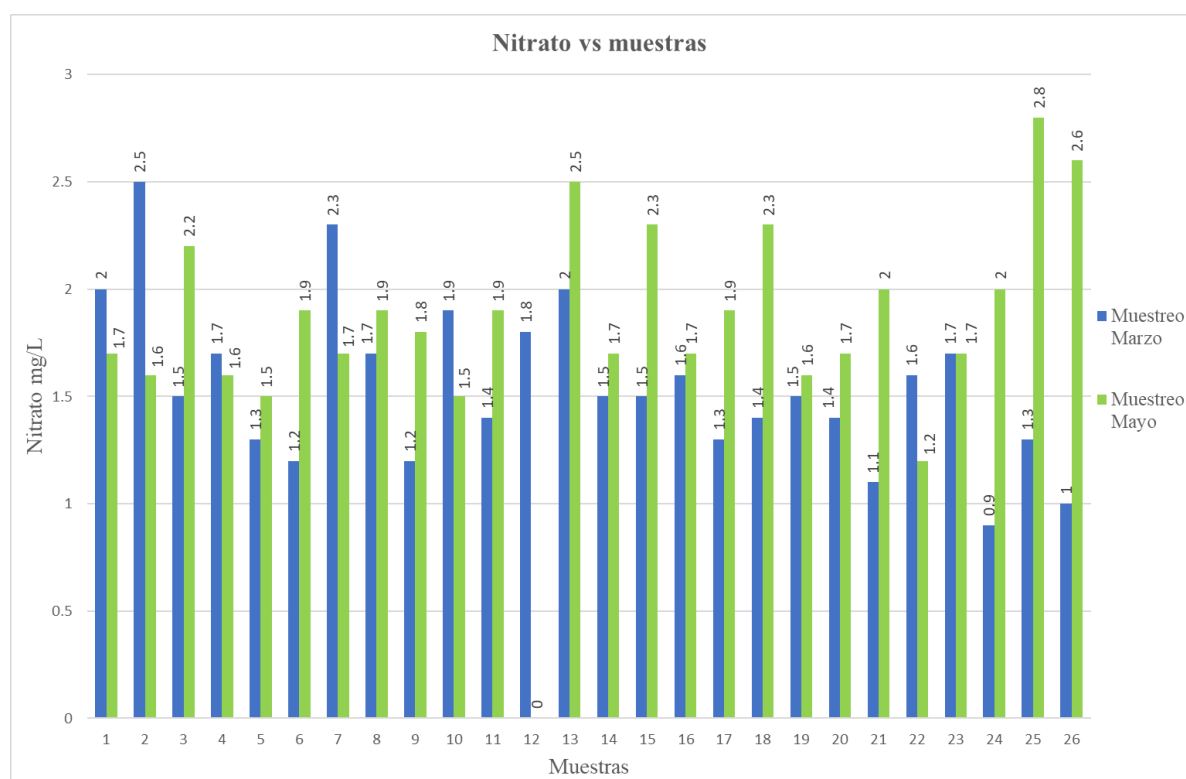


Figura 2.5 Gráfica de concentración de nitratos mg/L en muestras de agua

2.6.3 pH en agua

El pH mide el balance de acidez de una solución y se define como el logaritmo negativo en base 10 de la concentración del ión H_3O^+ , la escala de pH va del 0 al 14, el valor de 7 representa la neutralidad. En el agua no contaminada, el pH es el controlador principal del balance entre el CO_2 , CO_3^{2-} y el HCO_3^- , así como de otros compuestos naturales como los ácidos fúlvicos y húmicos, los valores altos y bajos de pH son tóxicos para organismos acuáticos, de manera directa o indirecta.

Los valores de pH no rebasan el valor permitido por la NOM-127-SSA-1994 que establece como límites permitidos de 6.5 a 8.5, de manera que las concentraciones más altas se encontraron en la parte sur de la Media Luna y en los Anteojitos, esto puede observarse en la figura 2.6.

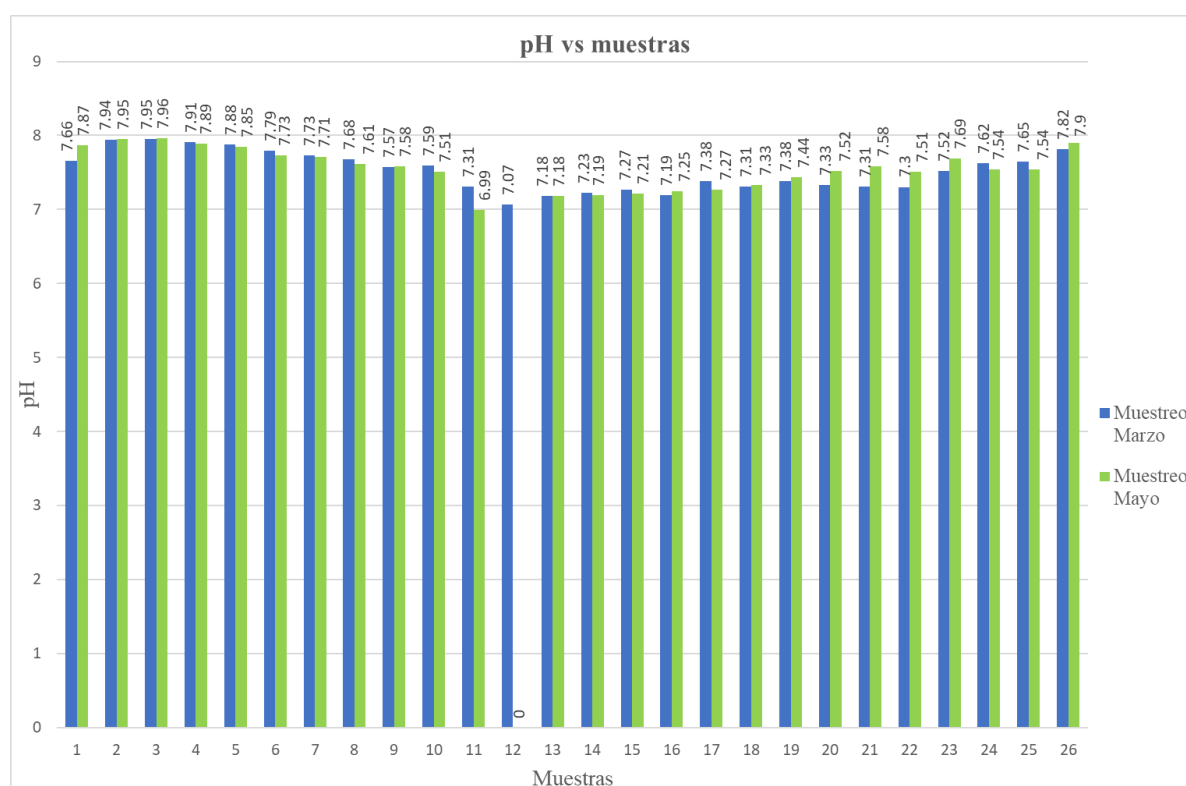


Figura 2.6 Gráfica de concentración de pH en muestras de agua

2.7 Modelos de evaluación de nitrógeno en suelo

El nitrógeno es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas, por lo tanto, para la agricultura, en el suelo las formas orgánicas pueden alcanzar el 90% del nitrógeno total. El valor total de nitrógeno expresa no solo los compuestos de nitrógeno de la materia orgánica del suelo y la biomasa, sino también los compuestos de nitrógeno inorgánico, todos estos

compuestos representan reservas a corto y largo plazo, es decir, nitrógeno que está disponible directa o potencialmente para las plantas. Los compuestos de nitrógeno inorgánicos son el $\text{NH}_4^+ \text{ } ^-\text{N}$ es intercambiable o fija en las redes minerales u organominerales, el $\text{NO}_3^- \text{ } ^-\text{N}$ es abundante en suelos altamente fertilizados, el $\text{NO}_2^- \text{ } ^-\text{N}$ es generalmente despreciable, excepto en suelos inundados o cuando resulta de desechos contaminantes, además el $\text{NO}_3^- \text{ } ^-\text{N}$ y $\text{NO}_2^- \text{ } ^-\text{N}$ son muy solubles por lo que son fácilmente lixiviados por infiltración y escurrimiento de agua.

Existen diferentes métodos para determinar la cantidad de nitrógeno en suelo que se mencionan a continuación, las cuales son variaciones del método de Kjeldahl. El primero es nitrógeno total por el método Kjeldahl, su objetivo es transformar las formas de nitrógeno orgánico en nitrógeno en forma de amonio utilizando un método húmedo en un medio de ácido sulfúrico concentrado y catalizadores. Todo el nitrógeno en forma de amida, imida, nitro N–N, nitroso N–O u otras formas se transforman en sal de amonio, se adiciona K_2SO_4 para el aumento de la temperatura y se pueden reducir con ácido salicílico e hiposulfito de sodio $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$, se agrega ácido bórico, posteriormente se realiza la destilación y se obtiene $\text{NH}_4\text{-N}$ y luego se titula volumétricamente en presencia de un indicador.

El segundo método de Kjeldahl varia en que después de la digestión en un medio de ácido sulfúrico catalizado por selenio, la reacción continúa en medio básico con hidróxido de sodio y fosfato de sodio dibásico, donde el ion NH_4^+ reacciona con el hipoclorito de sodio y el fenolato de sodio para dar una coloración azul-verde, como catalizador se utiliza el nitroprusiano de sodio. El tercer método Kjeldahl es por electrodo selectivo, en este caso el electrodo de difusión de gas que permite leer los resultados directamente en la curva de calibración, la respuesta es lineal en la zona de concentración de nitrógeno de 0.5 a 500 mg/L, con un grado de precisión más bajo para concentraciones altas debido a la respuesta logarítmica, por lo que este método se recomienda en un rango de concentraciones de 0.5 a 10 mg /L (Jacques M., 2006).

En un estudio se evaluó el método experimental en destilación para la determinación del nitrógeno total en los productos de digestión del suelo por el método Kjeldahl, se seleccionaron cuarenta y seis muestras de suelo para proporcionar un rango de muestras que difieren en el contenido total de N. Las muestras de suelo estudiadas incluyeron muestras de la superficie de 0 a 15 cm y horizontes subsuperficiales de hasta 150 cm de profundidad para vertisoles, estas muestras se molieron y pasaron a través de un tamiz del número 60, realizando el análisis de manera triplicada, obteniendo resultados del coeficiente de correlación del 0.99 (Sahrawat K., 1989).

En otro estudio se indica desde el pretratamiento a la muestra de suelo, primero se seca la muestra, se tamiza en una malla número 100, posteriormente, se digiere en un aparato Kjeldahl con ácido sulfúrico concentrado H_2SO_4 que descompone las sustancias orgánicas por oxidación y libera nitrógeno como sulfato de amonio, también se agrega la mezcla de catalizador de digestión compuesta de sulfato de potasio, sulfato de cobre y polvo de

selenio para aumentar la temperatura. La descomposición química de la muestra se completa cuando el medio inicialmente de color muy oscuro se ha vuelto transparente e incoloro. Después se agrega hidróxido de sodio a la solución de digestión, donde el amonio producido de todas las especies de nitrógeno se evapora por destilación como gas amoniacal, esto se condensa en un matraz Erlenmeyer con una solución de ácido bórico, para posteriormente valorar por medio de titulación con ácido clorhídrico (Kumar S., 2013).

El trabajo realizado en el municipio de Santa María del Río, San Luis Potosí en 1993, su objetivo fue determinar la calidad de detrito en función de sus nutrimentos primarios y secundarios y lo compara con estiércol de cabra y res, utilizando diferentes análisis para las muestras, incluyendo el nitrógeno total, el cual es descrito a continuación; las muestras, fueron secadas al aire libre durante 15 días, una vez secas se pasaron por un tamiz no. 28 y posteriormente por un tamiz no. 27.

La determinación de nitrógeno se realiza por el método Micro-Kjeldahl modificado, para cuantificar los nitratos en conjunto con el nitrógeno total orgánico y el nitrógeno amoniacal. Primero en un matraz Kjeldahl con 100 a 150 mg de muestra se agrega 1 g de catalizador (2 g de sulfato de potasio con 40 mg de óxido de mercurio), 3.5 ml de ácido sulfúrico concentrado y 70 mg de ácido salicílico. En estas condiciones se inicia la digestión, incrementando la temperatura gradualmente, hasta obtener una solución clara y eliminación total de vapores sulfurosos, después de llegar a este punto, se calienta durante 15 minutos más y después enfriar. Posteriormente se agrega 30 ml de agua destilada al matraz Kjeldahl y se lleva el contenido a un tubo para destilador, se enjuaga repetidas veces el matraz de digestión reuniendo dichos líquidos en el tubo para el destilador, hasta completar un volumen de 50 ml. Se coloca el tubo en el destilador con 10 ml de la solución de sosa-tiosulfato (60 g de hidróxido de sodio y 5 g de tiosulfato de sodio en agua destilada y aforar a 100 ml) y se conecta el aparato de destilación recibiendo el destilado en un matraz Erlenmeyer de 125 ml que contenga 5 ml de ácido bórico y de tres a cuatro gotas del indicador, destilar hasta obtener un volumen aproximado de 75 ml, finalmente se titula el destilado con ácido clorhídrico 0.1 N (Servin M., 1993).

Este estudio se tomó como base para realizar el análisis de nitrógeno total por el método de micro-kjeldahl, que se describe en la sección 2.8.6.

2.8 Análisis de nitrógeno en suelo

Las muestras se pusieron a secar durante dos días a temperatura ambiente en un lugar cerrado, posteriormente se tamizaron en una malla del número 10, para eliminar rocas, hojas del mismo lugar de muestreo. Solo una muestra necesito de cuatro días para estar

completamente seca, además se formaron aglomerados de suelo que fue necesario romper para poder tamizar.

Una vez tamizadas las muestras, se colocaron las muestras de suelo a reposar durante 24 hrs en agua destilada, se agregó la cantidad necesaria para tener una mezcla con mayor cantidad de agua.

Para la extracción de suelos, a las muestras se les agrega un poco de agua para que recuperen la consistencia. La muestra se vacía en un embudo Büchner, se recorta el filtro de papel al tamaño del embudo, se coloca en un matraz Kitasato de 1000 ml y se conecta a la bomba. Se agrega un poco de agua destilada para humedecer el filtro, se prende y apaga la bomba para retirar el excedente del filtro y vaciar del matraz. Después se coloca por partes la muestra con ayuda de una espátula hasta cubrir la superficie del embudo, se enciende la bomba y hasta que el suelo se cuartea es que se ha obtenido el extracto, al finalizar se coloca en un vaso de precipitado, para guardarlo en refrigeración. Así hasta terminar con cada una de las muestras. Dependiendo del tipo de suelo y la cantidad es el tiempo que tardará (de cinco minutos hasta hora y media). En las muestras 1, 19 y 21 se obtuvo 59 ml, 50 ml, 42 ml respectivamente que es menos de lo necesario para la determinación de ambos parámetros, por esta razón se afora a 100 ml.

2.8.1 Nitrógeno amoniacal en suelo

Para el análisis de nitrógeno amoniacal se miden 25 ml de muestra en una pipeta volumétrica, además de agua destilada, que será el blanco y servirá para todas las muestras. Se enciende el espectrofotómetro y se presiona el número del método en este caso es el 380 y dar clic en Read/enter, se calibra la longitud de onda a 425 nm. A la muestra y el blanco se agrega 3 gotas de estabilizador mineral y 3 gotas de alcohol polivinílico, se agita una vez y se agrega 1 ml de reactivo de Nessler. Se presiona Shift, después Timer y empieza a contar un minuto de reacción. Al finalizar este tiempo se vacía el blanco en una celda y la muestra en otra. Primero se coloca la celda del blanco y presionar Clear/Zero, posteriormente colocar la muestra y presionar Read/enter. Aparecerá el contenido de nitrógeno amoniacal en mg/L. Sin embargo, a partir de la tercera muestra rebasa el rango de medición del método, por lo que a partir de esta se realiza una dilución de 2 ml de la muestra en un matraz de 25 ml con agua destilada. Utilizando el factor de dilución se obtienen los valores reales de nitrógeno amoniacal.

2.8.2 Nitratos en suelo

En el análisis de nitrato, se enciende el equipo y presiona el número del método 355 y dar clic en Read/enter, se calibra la longitud de onda a 500 nm. Medir 25 ml de cada muestra con una pipeta volumétrica y se agrega el reactivo NitraVer 5, presionar Shift, después

Timer y empieza a contar un minuto para agitar, después dar clic en Shift y Timer para los 5 minutos de reacción. En este método el blanco son 25 ml de la misma muestra que se analiza. Primero se coloca la celda del blanco y presionar Clear/Zero, posteriormente colocar la muestra y presionar Read/enter. Aparecerá el contenido de nitrato en mg/L. Este método identificó quince muestras, sin embargo, las siete restantes no se obtuvo lectura, por lo que se utilizó el método 353 con una longitud de onda de 400nm que varía en el blanco que es agua destilada, con el que se obtuvo lecturas bajas. Al tener muestras de coloración amarilla podía estar causando una interferencia, se realiza una dilución de 12.5 ml de muestra en un matraz de 25 ml y se obtiene resultados de dos puntos. Posteriormente se realiza una segunda dilución con 2 ml de muestra en un matraz de 25 ml y se obtiene otro resultado. Sin embargo, quedan cuatro muestras que no registran lectura.

2.8.3 pH en suelo

Para medidor de pH, después de encender el equipo es necesario calibrar con la solución del equipo, dando clic en calibrate dos veces, al dejar de parpadear, aparece la lectura de 0.0, después se enjuaga el electrodo y se seca. Se coloca la primera muestra, con un agitador magnético y dar dos veces clic en meas, al dejar de parpadear, da la lectura. Se enjuaga, se seca después de cada muestra y cada cinco muestras se vuelve a calibrar.

2.8.4 Conductividad en suelo

En el segundo muestreo se midió también la conductividad, al encender el equipo es necesario calibrar con la solución del equipo, dando clic en calibrate dos veces, al dejar de parpadear, aparece la lectura de 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$, después se enjuaga el electrodo y se seca. Se coloca la primera muestra y dar dos veces clic en measure, al dejar de parpadear, da la lectura de conductividad y sólidos totales disueltos. Se enjuaga, se seca después de cada muestra y cada cinco muestras se vuelve a calibrar.

2.8.5 Nitritos en suelo

En el segundo muestreo se realizó el mismo procedimiento del primer muestreo para las muestras 1, 2, 4, 5, 9 hasta la 23, también se realizó el análisis de nitritos. En el análisis de nitrito, se enciende el equipo y presiona el número del método 371 y dar clic en Read/enter, se calibra la longitud de onda a 507 nm. Medir 25 ml de cada muestra con una pipeta volumétrica y se agrega el reactivo NitraVer 3, agitar y presionar Shift, después Timer para los 15 minutos de reacción. En este método el blanco son 25 ml de la misma muestra que se analiza. Primero se coloca la celda del blanco y presionar Clear/Zero, posteriormente

colocar la muestra y presionar Read/enter. Aparecerá el contenido de nitrito en mg/L. Sin embargo, a partir de la muestra 9 rebasa el rango de medición del método, por lo que a partir de esta se realiza una dilución de 2 ml de la muestra en un matraz de 25 ml con agua destilada, para las muestras 4, 11, 14 se realiza otra dilución de 5 ml de la muestra en un matraz de 25 ml con agua destilada y la mayor dilución es en la muestra 16 con 5 ml de la muestra en un matraz de 100 ml. Utilizando el factor de dilución se obtienen los valores reales de nitrito.

2.8.6 Nitrógeno total en suelo

En el segundo muestreo de los puntos 3, 6, 7, 8 ubicadas en las mismas coordenadas donde no se registró lectura en el primer muestreo, se utilizó el método de micro-Kjeldahl. Para este método fue necesario secar las muestras durante 15 días, posteriormente se tamizaron con el número 60. Las muestras se analizaron por triplicado, primero se preparó el catalizador moliendo en un mortero de porcelana 14 gr de sulfato de potasio, 0.28 gr de óxido de mercurio, 3.5 ml de ácido sulfúrico concentrado. A cada matraz se agrega 1 gr de catalizador, 0.100 gr de muestra y 0.070 gr de ácido salicílico, se colocan en el digestor por hora y media a nivel 2 de calentamiento, cada tres o cuatro minutos debe girarse el matraz. La solución dentro del matraz empieza a generar vapores, a medida que va disminuyendo el vapor, el nivel de calor se va aumentando hasta llegar al 8, paulatinamente se ve como la solución se vuelve transparente. Al llegar a este color, se baja el nivel de calor y por media hora más se deja en el digestor, para verificar que no haya cambio de color. Se apaga la parrilla y se deja enfriar por cuatro minutos, se agregan unos ml de agua destilada que provoca una ligera formación de vapor y se continúa agregando agua hasta tener un total de 60 ml en el matraz. La solución de cada matraz se vacía en los tubos de ensaye del destilador.

Con la digestión se formó el sulfato de amonio, posteriormente en un matraz Erlenmeyer se agrega 5 ml de solución saturada de ácido bórico, 10 ml de sosa tiosulfato (previamente preparada con 60 g de hidróxido de sodio y 5 g de tiosulfato de sodio, aforada a 100 ml) y tres gotas de indicador de azul-rojo de metilo (preparada con 0.1 g de azul de metileno en 100 ml de agua destilada que se mezcla con una solución de rojo de metilo al 0.2% en 200 ml de alcohol etílico), para cada muestra. Posteriormente se coloca el matraz Erlenmeyer y el tubo de ensayo con la solución de digestión en el destilador Rapid Kjeldahl System, que deberá de colocarse en el equipo, cada muestra tarda alrededor de 10 minutos, hasta completar 75 ml de solución en el matraz, cambiando de color violeta a verde.

Además, en la parte posterior del equipo, se debe mantener la cantidad de agua mínima del matraz de bola para realizar la destilación. En este proceso el sulfato de amonio se convierte en hidróxido de amonio con la solución de sosa tiosulfato y en cloruro de amonio con la solución de ácido bórico. Al terminar cada destilación se producen residuos de color negro, que contienen óxido de mercurio un reactivo de alta toxicidad, por lo que es

necesario realizar un tratamiento previo a la disposición, los residuos se deben de tratar con ácido fluorhídrico, y filtrar para recuperar el óxido de mercurio.

Finalmente, la solución de color verde obtenida de la destilación se lleva a titulación, en este caso con una solución de ácido clorhídrico al 0.1 N. Al colocarse la bureta con la solución de ácido clorhídrico en el soporte, se va agregando gota a gota a la solución obtenida de la destilación, con una constante agitación hasta llegar al punto de equilibrio, donde se obtiene al cambio de color de verde a lila. El volumen gastado de ácido clorhídrico se anota para posteriormente realizar los cálculos del porcentaje de nitrógeno total con la ecuación 2.2

$$\%NT = (V_{HCl} * N_{HCl} * Meq_N * 100) / W_m$$

Ecuación 2.2 Porcentaje de nitrógeno total

Donde %NT es el por ciento de nitrógeno total, V_{HCl} es el volumen de ácido clorhídrico ml, N_{HCl} concentración de ácido clorhídrico (0.1N), Meq_N son los miliequivalentes del nitrógeno 0.140069, W_m es el peso de la muestra.

2.9 Resultados del análisis de la presencia de la presencia de nitrógeno en suelo

2.9.1 Nitrógeno amoniacal en extracto del suelo

Los resultados obtenidos se muestran en la figura 2.7, de manera que los valores más altos se encuentran cercanos al cuerpo principal de la Media Luna siendo el punto ubicado en el cuerpo de agua Antejitos el valor más alto con 32.5 mg/L en el segundo muestreo, sin embargo, el punto más alto del primer muestreo, no se pudo repetir al no haber paso.

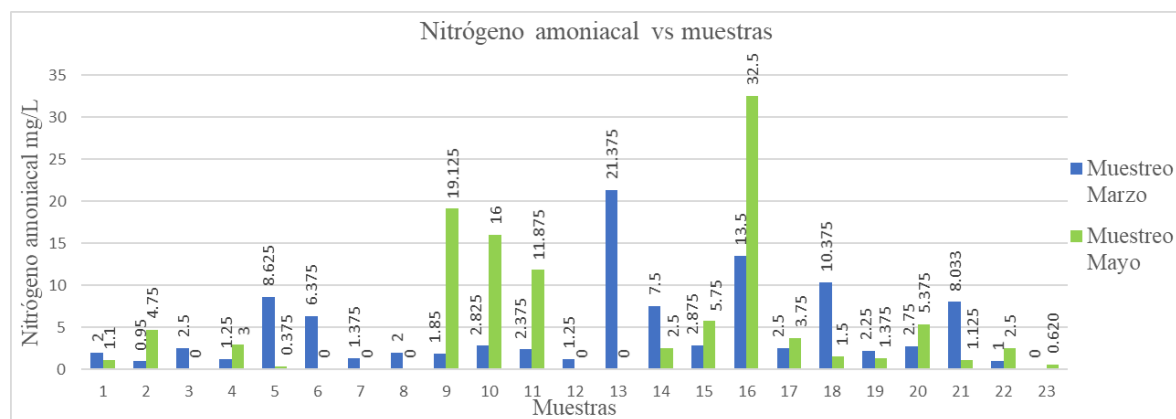


Figura 2.7 Gráfica de concentración mg/L de nitrógeno amoniacal en muestras de suelo

2.9.2 Nitratos en extracto del suelo

Para el nitrato en suelo, el uso excesivo de fertilizantes químicos para aumentar la producción de cultivos en áreas agrícolas, especialmente el uso excesivo de fertilizantes nitrogenados, ha llevado a la acumulación de nitratos en el suelo. Parte del nitrato en el suelo es absorbido por las plantas y acumulado en el cuerpo de la planta y otro puede ser lixiviado a los acuíferos (Su X., 2014).

Los resultados de nitratos en el suelo (figura 2.8) tuvieron muchas variaciones, en general del primer al segundo muestreo hubo un incremento notorio, el punto más alto en el primer muestreo está ubicado en el pequeño cuerpo de agua Antejitos, sin embargo, la mayor concentración se encuentra en la parte norte, así como el punto más alto del segundo muestreo llegando hasta los 780 mg/L.

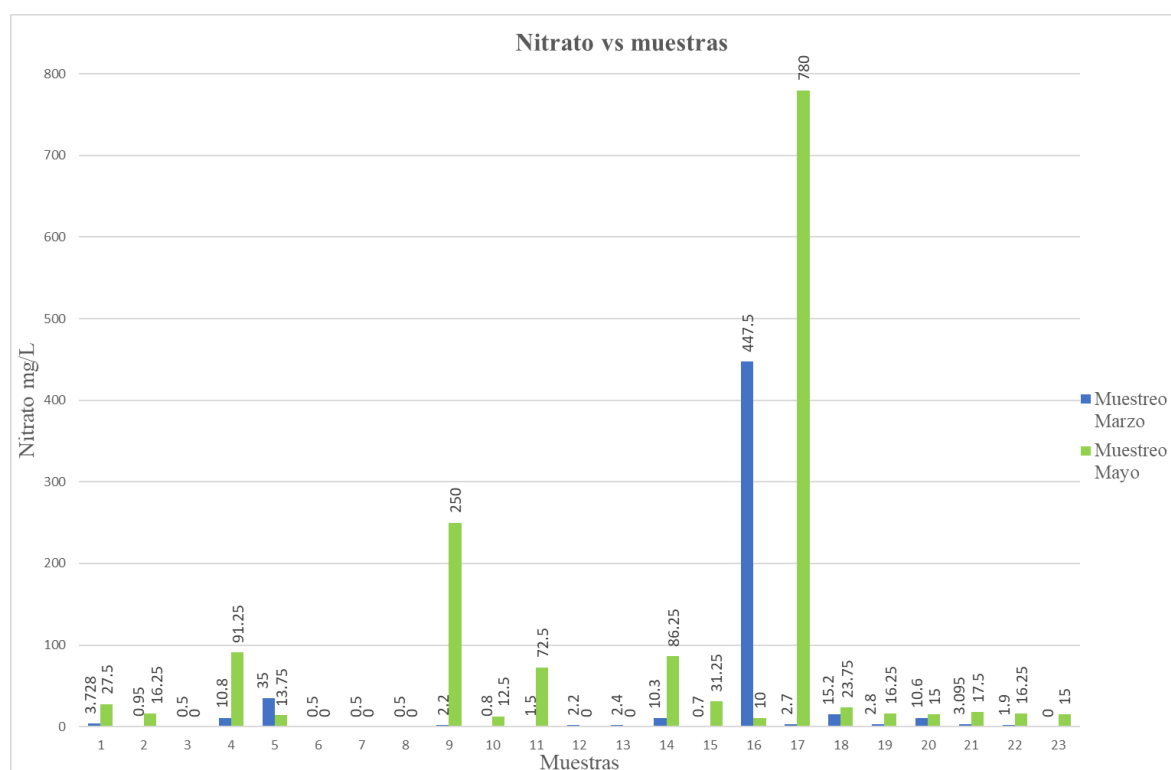


Figura 2.8 Gráfica de concentración mg/L de nitrato en muestras de suelo

2.9.3 pH en suelo

El pH es el indicador principal en la disponibilidad de nutrientes para las plantas, influyendo en la solubilidad, movilidad, disponibilidad y de otros constituyentes y contaminantes inorgánicos presentes en el suelo, sin embargo, los problemas en los cultivos ocurren cuando el pH se encuentra fuera del rango óptimo. El pH del suelo puede dar los mejores rendimientos del maíz, si el rango de pH está entre 6.0 a 7.0 (CONACYT, 2010), en Chile es recomendable a un pH superior a 5.5 que es determinante para la asimilación de nutrientes (SIAP, 2010) y un pH ligeramente ácido para el jitomate (SAGARPA, Planeación agrícola nacional, 2017).

El aumento o disminución del pH del medio depende de varios factores, entre ellos, el pH del sustrato, la alcalinidad del agua, tipo de suelo, la acidificación por las raíces de la planta y el uso de un fertilizante de reacción ácida o básica (Barbaro L., 2014).

De acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000 para la clasificación en cuanto a su valor de pH del extracto de saturación de un suelo, se interpreta mediante los parámetros, mostrados en la tabla 2.4.

Tabla 2.4 Clasificación de valores de pH en suelo, fuente (SEMARNAT, 2002)

Clasificación	Efectos
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

En la figura 2.9 se puede observar que el punto ubicado en el canal sur tiene un pH de 8.99, siendo el valor más alto en alcalinidad, además todos los puntos restantes se encuentran dentro de niveles medianamente y fuertemente alcalinos. En los valores que aparecen en cero, el 3, 6, 7 y 8 no se obtuvo el extracto, ya que se realizó una digestión y los números 12 y 13 son los puntos a los que no se pudo acceder.

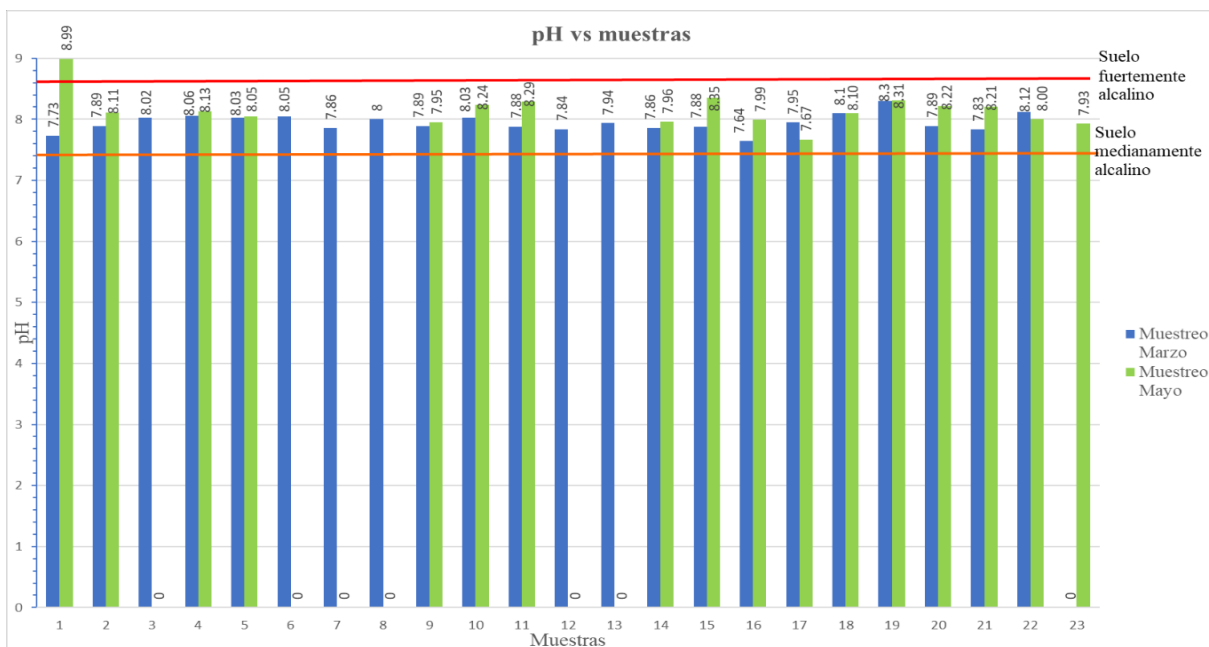


Figura 2.9 Gráfica de concentración de pH en muestras de suelo

2.9.4 Conductividad eléctrica (CE) en extracto del suelo

La conductividad eléctrica del suelo, es una medida integrada de diversas propiedades del suelo como salinidad, textura, contenido de materia orgánica, contenido de arcilla, contenido de agua a diferentes profundidades y se relaciona con la textura del suelo, la capacidad de retención de agua del suelo y la topografía (Clay D., 2001). La presencia de las sales afecta la asimilación de nutrientes por las plantas y la actividad microbiana del suelo (FAO, Portal de Suelos de la FAO, 2019), en campos irrigados por aguas residuales la conductividad eléctrica es alta y los nutrientes del suelo N, P, K, S, Zn, Fe, Cu y Mn están muy por encima de los límites críticos (Masto R., 2008).

De acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000 para la determinación de la conductividad eléctrica del extracto de saturación de un suelo, se interpreta mediante los parámetros mostrados en la tabla 2.4.

Tabla 2.4 Clasificación de valores de pH en suelo, fuente (SEMARNAT, 2002)

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

Los resultados obtenidos para el extracto de suelo se muestran en la figura 2.10, en los cuales se pueden ver los puntos 15 y 16 del primer muestreo como suelos fuertemente salinos, ubicados en la parte norte del canal cercano al cuerpo principal de la Media Luna. El punto 11 ubicado cerca del cuerpo principal dentro de la Parque Manantial Media Luna, en ambos muestreos superó los 16 dSm-1, dentro de la zona turista. En la mayoría de los puntos en el primer muestreo realizado se obtuvo menor valor de conductividad eléctrica.

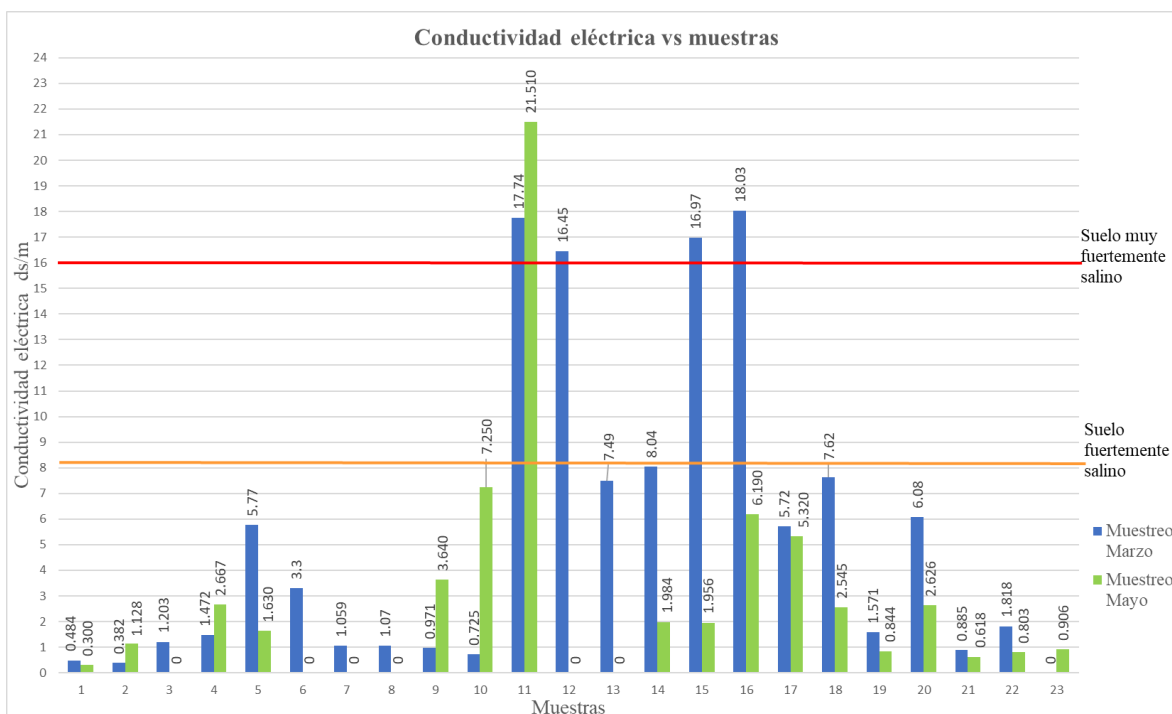


Figura 2.10 Gráfica de concentración dS/m de conductividad eléctrica en muestras de suelo

2.9.5 Nitritos en suelo

Los procesos de desnitrificación y nitrificación tienen nitrito como compuesto intermedio, la desnitrificación requiere un ambiente anaeróbico, mientras que las condiciones aeróbicas son necesarias para la nitrificación.

El nitrito se acumula ocasionalmente en el suelo y en el agua de drenaje, según las características del suelo y las prácticas agrícolas como la fertilización con amonio, el pH del suelo o agua, el contenido de materia orgánica, el contenido de humedad y temperatura, además, las condiciones alcalinas favorecen la acumulación de nitritos. Los sitios importantes para la acumulación de nitritos es la orina, los desechos animales y los sitios de aplicación de urea, esto conduce a altas concentraciones de amonio NH_4^+ y un aumento del pH cerca de la urea aplicada. Tanto el alto pH como la concentración de amoniaco NH_3 inhiben la oxidación de nitritos, que permiten que se acumulen y afecten la actividad de nitrobacter spp. y el nitrito se acumula debido a la lenta conversión del nitrito en nitrato.

Las cantidades significativas de nitrito se acumulan temporalmente en los suelos con un pH de 7.7 a 7.8 con la aplicación de 100 mg de urea-N kg^{-1} de suelo y puede persistir durante varios días a varias semanas. La alta concentración de nitrito es tóxica para la germinación de las semillas, así como para los microorganismos, las plantas que crecen en soluciones que contienen NO_2^- son pequeñas, propensas a marchitarse y tienen sistemas de raíces escasas y lignificadas (Van-Cleemput O., 1996).

Los resultados del análisis de nitritos del segundo muestreo se muestran en la figura 2.11, el punto más alto se encuentra en las orillas de la parte sur del parque de la Media Luna.

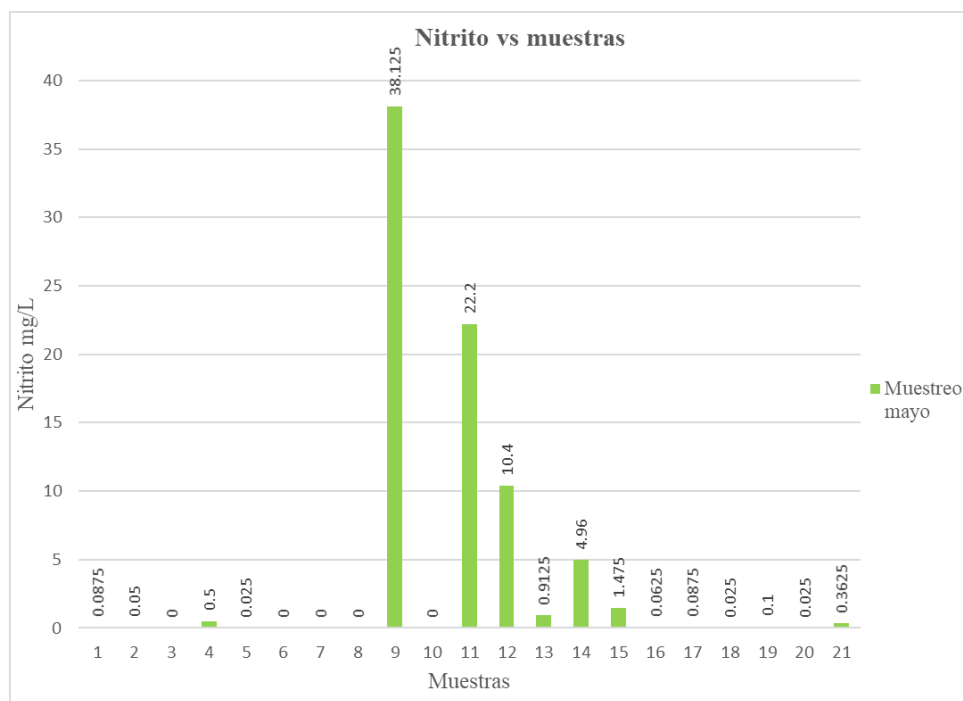


Figura 2.11 Gráfica de concentración mg/L de nitrito en muestras de suelo

2.9.6 Nitrógeno total

El método Kjeldahl es un proceso de análisis químico para determinar la suma del nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas y ácidos nucleicos en diversos estados de degradación, ureas, aminas) e inorgánicas (amonio NH_4^+ , nitrato NO_3^- y nitrito NO_2^-).

En los suelos y sobre las plantas el nitrógeno desempeña un papel de gran importancia ya que contribuye a la formación de proteínas. Se referencia como índice de las reservas orgánicas, en la estratificación de sistemas productivos y en los balances en el suelo (SEMARNAT, 2002)

Tabla 2.5 Gráfica de resultados de nitrógeno total en suelo, fuente (SEMARNAT, 2002)

Clase	Nitrógeno total %
Muy bajo	< 0.05
Bajo	0.05 – 0.10
Medio	0.10 – 0.15
Alto	0.15 – 0.25
Muy alto	> 0.25

Los resultados de las muestras se muestran en la figura 2.12, se localizan en parte sur del canal de la Media Luna, y al realizar el cálculo con la ecuación 2.2 se obtienen los resultados del porcentaje de nitrógeno, considerado muy alto de acuerdo a la clasificación.

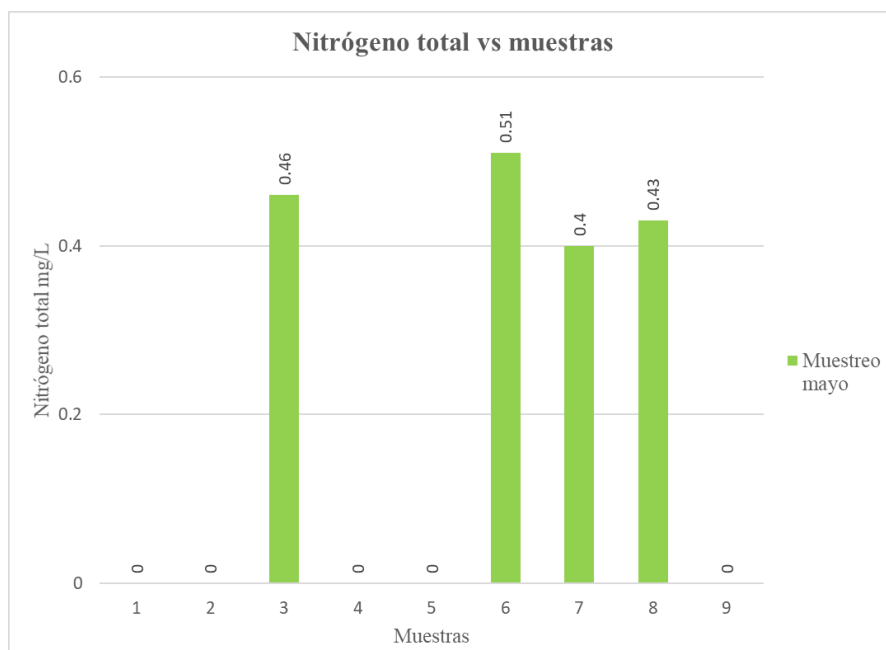


Figura 2.12 Gráfica de concentración de nitrógeno total mg/L en muestras de suelo

CAPÍTULO 3. ANÁLISIS ESPACIAL PARA LA EVALUACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO AMONIAICAL Y NITRATOS PRESENTES EN EL AGUA DEL MANANTIAL DE LA MEDIA LUNA

El suelo contiene una de las reservas de nitrógeno más importantes en los ecosistemas terrestres, así mismo es un nutriente clave para las plantas y es por lo tanto un parámetro importante para el monitoreo de los cultivos, de manera que el realizar la cuantificación de nitrógeno total en el suelo, proporciona el índice de nutrientes del suelo, la sostenibilidad agronómica y el potencial de nitrógeno (Wang L., 2017).

La teledetección por medio de la reflectancia espectral del dosel proporciona información sobre el estado del nitrógeno de las plantas y puede utilizarse para orientar la producción de cultivos debido a sus capacidades de monitoreo en tiempo real y no destructivas (Hansen P., 2003). Además, se pueden obtener mapas de vegetación, biomasa y el índice de vegetación, que se han aplicado ampliamente para nitrógeno total (Yang R., 2016) , en imágenes Landsat TM, SPOT (Barnes E., 2003) e IKONOS (Sullivan D., 2005) se ha utilizado la distribución espacial. En este tipo de estudios se ha utilizado el método de regresión lineal y el valor de la banda de la imagen para predecir el contenido de nitrógeno total en suelos uniformes, en suelo desnudo o área de cobertura de vegetación parcial. En las imágenes obtenidas de Landsat es necesario realizar un preprocesamiento conformado por calibración radiométrica, corrección geométrica y corrección atmosférica utilizando el software de procesamiento de imágenes de percepción remota ENVI 4.7 (Wang S., 2018).

En el estudio (Wang L., 2017) se tomaron muestras de suelo para medir el contenido de nitrógeno total por el método micro-Kjeldahl, además de representar la topografía, el clima, NDVI y regresión lineal utilizando ArcGIS, en otro estudio (He W., 2008) se realizó por medio de un análisis de agua por contenido de algas, turbidez, concentraciones de demanda química de oxígeno, nitrógeno total, nitrógeno de amoníaco ($\text{NH}_3\text{-N}$), nitrógeno de nitrato ($\text{NO}_3^- \text{N}$), fósforo total y fósforo disuelto, posteriormente con la imagen Landsat 5 de la fecha del muestreo se realizó la corrección de radiación, atmosférica y geométrica, necesarios para realizar el modelo de recuperación regresiva, con el que se concluyó la relación de carga promedio de cada parámetro.

La tecnología de detección remota y el sistema de información geográfica, integra los resultados de las muestras tomadas en campo y representa la variabilidad desde 1990 hasta 2019 de radiación neta, evapotranspiración, NDWI, NDVI y uso de suelo, enseguida el proceso de cada uno se describe a continuación.

3.1 Determinación de variables y parámetros

En este estudio se utilizó las imágenes de Landsat de resolución moderada basada en el espacio que se adquiere de forma continua, donde toman imágenes de la Tierra desde el año 1972 hasta la fecha. Debido a la posición del satélite en su órbita, neblina, polvo y ángulo solar, las imágenes satelitales tienen algunos defectos que deben procesarse, y deben corregirse geométrica, atmosférica y radio-métricamente para estar listas para extraer los datos requeridos. Para eso se utilizó un software de procesamiento de imágenes satelitales como ENVI, 4.7 y una herramienta SIG como ArcMap 10.2 para corregir las imágenes de satélite.

3.1.1 Presión, temperatura superficial, punto de rocío y vapor de agua

El Sol emite radiación electromagnética que va desde las longitudes de onda muy cortas, como los rayos X, la luz ultravioleta y la radiación visible, hasta la infrarroja y longitudes de onda más largas, como las ondas de radio, por lo que la cantidad de radiación solar que llega a la superficie exterior de nuestro planeta está básicamente determinada por la distancia al Sol y es relativamente constante.

Del total de radiación solar que llega a la Tierra anualmente, una tercera parte es reflejada inmediatamente al espacio por la superficie del planeta, las nubes, la nieve y los hielos, por lo que se puede decir que la Tierra tiene un albedo promedio de 30 por ciento. Por lo que el albedo es la capacidad que tienen las diferentes superficies para reflejar una determinada fracción de la energía solar que reciben.

En la atmósfera, es una capa de gases que recubre la superficie de nuestro planeta, que contiene moléculas de ozono, vapor de agua, nubes y en menor medida algunos gases y partículas tienen la propiedad de absorber una fracción aproximada del 19% de la radiación solar que incide, evitando que esta llegue a la superficie terrestre. Esta absorción se da principalmente en longitudes de onda corta (ultravioleta) o muy larga, sin embargo, en el 51% restante hay otras longitudes de onda, siendo la mayor parte luz visible y parte infrarroja que al ser prácticamente transparentes, finalmente llegan a la superficie terrestre y a los océanos.

Después de absorber la energía de la superficie terrestre, esta regresa a la atmósfera en forma de radiación de onda larga o infrarroja. Este proceso modula la pérdida de calor y resulta en una temperatura global promedio en el planeta de alrededor de 15 grados centígrados. Esta temperatura hace posible que el agua se encuentre presente en sus tres fases, lo que permite el almacenamiento, transporte y redistribución de la energía y da lugar al sistema climático característico de este planeta. Mientras que el agua contenida en la atmósfera de nuestro planeta en forma de vapor, nubes y pequeños cristales de hielo representa alrededor de 0.0009 por ciento de toda el agua del planeta, que se encuentra en

forma de vapor de agua, por lo que cuando nos referimos a la cantidad de este contenido en el aire lo llamamos humedad (Martínez A., 2007).

La temperatura de rocío es a la que empieza a condensar el vapor de agua contenido en el aire, produciendo rocío, niebla. Si se mantiene la cantidad de agua del ambiente constante y desciende la temperatura llega un momento en que se alcanza una humedad relativa del cien por ciento hace que el agua se condense en las superficies, esto ocurre en las madrugadas de invierno.

La temperatura superficial es la temperatura radiante de la superficie terrestre, sin embargo, cuando no hay humedad disponible en la superficie, como en un desierto o en una superficie asfaltada, no hay evaporación para enfriar la superficie, y la temperatura de la superficie aumenta más durante el día. Todo objeto emite radiación electromagnética en función de su temperatura, la hora del día influye, esta aumenta por la mañana y es máxima una hora o dos después del mediodía solar local, además la luz solar también es mayor durante el verano, y menor durante el invierno. También, la temperatura superficial influye en la cantidad de radiación de onda larga o térmica que vuelve al espacio, cuanto más caliente esté la superficie, más energía irradia (Globe, 2005).

La presión atmosférica es la presión que provoca el aire sobre una superficie, es la fuerza aplicada por el aire en un área determinada de la superficie. El aire a nivel del mar, tiene un peso de 1293g/l, determinado por su masa y por la fuerza de gravedad. Así, el peso del aire por unidad de superficie, da como resultado la presión atmosférica. Las diferencias de presión se deben a la temperatura del aire y a la altitud en la que se ubica el lugar. Entre más baja es la temperatura, mayor será la presión, ya que mientras más frío es el ambiente, más denso es el aire. Por el contrario, si el ambiente es cálido, la presión será menor, debido a la expansión de las moléculas del aire. En cuanto a la altitud, entre más alto sea un lugar, menor presión obtendrá, y entre más se acerque al nivel del mar, más presión se ejercerá debido al mayor número de capas atmosféricas que se interponen (Espinosa S., 2011).

3.2. Cálculo de radiación neta

El flujo de radiación neta real en la superficie R_n representa la energía radiante en la superficie que se divide en flujo de calor sensible convectivo del aire H , flujo de calor sensible conducido hacia el suelo G y energía latente consumida por la evapotranspiración de la superficie terrestre LE . La radiación neta se calcula restando los flujos radiantes salientes de los flujos radiantes entrantes e incluye radiación solar y térmica, ecuación 3.1 (Allen R., 2007).

$$R_n = R_{S\downarrow} - \alpha R_{S\downarrow} + R_{L\downarrow} - R_{L\uparrow} - (1 - \varepsilon_0)R_{L\downarrow}$$

Ecuación 3.1 radiación neta

donde $R_{S\downarrow}$ es la radiación de onda corta entrante (Wm^{-2}), α la superficie albedo (adimensional), $R_{L\downarrow}$ la radiación de onda larga entrante (Wm^2), $R_{L\uparrow}$ la radiación saliente de onda larga Wm^2 , y ϵ_0 es la emisividad térmica de superficie de banda ancha (adimensional) y $(1 - \epsilon_0) R_{L\downarrow}$ representa la fracción de la radiación de onda larga entrante reflejada desde la superficie. Cada uno de los términos se calcula de manera independiente, la integración de cada radiación se realiza en ArcMap 10.2, con la herramienta Ráster Calculator.

La radiación de onda corta entrante $R_{S\downarrow}$ (Wm^{-2}) es la principal fuente de energía para la evapotranspiración de la superficie terrestre y se puede calcular con la siguiente ecuación 3.2, utilizando el programa ArcMap 10.2 y previamente se sustituyen los datos de cada ecuación en Excel, cuando el área de la imagen es menor que aproximadamente 25,000 km^2 (una imagen Landsat) y esté en condiciones de cielo despejado

$$R_{S\downarrow} = \frac{G_{SC} \cos \theta_{rel} \tau_{SW}}{d^2}$$

Ecuación 3.2 radiación de onda corta entrante

donde G_{SC} es una constante solar ($1367 Wm^{-2}$), θ_{rel} el ángulo de incidencia solar, d^2 el cuadrado de la distancia relativa entre la Tierra y el Sol, y τ_{SW} la transmisividad atmosférica de banda ancha, sin embargo, para zonas con relieves irregulares como montañosos, $R_{S\downarrow}$ debe calcularse para cada píxel, en este caso dentro de la zona de estudio se encuentran sierras y zonas de relieves variables. El Modelo Digital de Elevación obtenido de INEGI de 30m, en ArcMap se convierte en puntos con la herramienta ráster to point ubicada en conversion tools, posteriormente se agrega una fila para calcular latitud, al terminar este proceso, ahora los puntos se convierten en ráster que se convierte a unidades de radianes. La transmisividad atmosférica de banda ancha τ_{SW} se calcula con la siguiente ecuación 3.3

$$\tau_{SW} = 0.35 + 0.627 \exp \left[\frac{-0.00146P}{K_t \cos \theta_{hor}} - 0.075 \left(\frac{W}{\cos \theta_{hor}} \right)^{0.4} \right]$$

Ecuación 3.3 transmisividad atmosférica

donde P es la presión atmosférica kPa, W el agua en la atmósfera mm y θ_{hor} es el ángulo cenital solar sobre una superficie horizontal. K_t es el coeficiente de turbidez y tiene un rango de $0 < K_t \leq 1.0$, donde $K_t = 1.0$ es para aire limpio y $K_t = 0.5$ para aire extremadamente turbio o contaminado. La presión atmosférica P (kPa), se calcula con la ecuación 3.4

$$P = 101.3 \left(\frac{293 - 0.0065z}{293} \right)^{5.26}$$

Ecuación 3.4 presión atmosférica

donde 293 es la temperatura del aire estándar K, z es la elevación sobre el nivel del mar m, en este caso se utiliza el recorte del modelo digital de elevación.

El agua en la atmósfera W mm, ecuación 3.5, se calcula utilizando la presión atmosférica de la ecuación 3.4

$$W = 0.14e_a P + 2.1$$

Ecuación 3.5 agua en la atmósfera

Y donde e_a es la presión de vapor cerca de la superficie kPa, es calculada con la ecuación 3.6, la cual es calculada a partir de la temperatura de rocío (T_r) obtenida de (UCAR, 2019) del día mismo día de la imagen satelital.

$$e_a = 0.611 \exp \left[\frac{17.27 T_r}{T_r + 237.4} \right]$$

Ecuación 3.6 el agua en la atmósfera

El ángulo de incidencia solar es el ángulo entre el haz solar y una línea vertical perpendicular a la superficie terrestre. Para superficies planas horizontales, θ_{rel} es equivalente al ángulo cenital solar, es decir, $\pi/2$ menos el ángulo de elevación solar. Sin embargo, para superficies inclinadas, θ_{rel} debe calcularse píxel por píxel, utilizando la pendiente de la superficie y la información de aspecto derivada de un modelo de elevación digital, la ecuación 3.7 es la siguiente

$$\begin{aligned} \cos \theta_{rel} = & \sin(\delta) \sin(\phi) \cos(s) - \sin(\delta) \cos(\phi) \sin(s) \cos(\gamma) \\ & + \cos(\delta) \cos(\phi) \cos(s) \cos(\omega) + \cos(\delta) \sin(\phi) \sin(s) \cos(\gamma) \cos(\omega) \\ & + \cos(\delta) \sin(\gamma) \sin(s) \sin(\omega) \end{aligned}$$

Ecuación 3.7 $\cos \theta_{rel}$ en suelo con pendiente

donde δ es la declinación positiva de la Tierra en verano en el hemisferio norte, ϕ la latitud positiva del píxel para el hemisferio norte y negativa para el hemisferio sur, s es la pendiente superficial y γ es el aspecto de la pendiente, calculados en ArcMap 10.2 con la herramienta Surface ubicada en spatial analyst, que posteriormente se convierten a unidades de radianes. En un suelo plano, no se considera la pendiente y el aspecto, lo que se reduce a esta ecuación 3.8

$$\cos \theta_{hor} = \sin(\delta) \sin(\phi) + \cos(\delta) \cos(\phi) \cos(\omega)$$

Ecuación 3.8 $\cos \theta_{hor}$ en suelo plano

La declinación solar es calculada con la ecuación 3.9

$$\delta = 0.409 \sin \left(\frac{2\pi DOY}{365} - 1.39 \right)$$

Ecuación 3.9 declinación solar

donde DOY es el día del año de la imagen satelital y $(2\pi \times \text{DOY}/365)$ está en radianes. El parámetro ω es el ángulo horario, donde $\omega = 0$ al mediodía solar, ω es negativo en la mañana y positivo en la tarde y se calcula con la ecuación 3.10

$$\omega = \frac{\pi}{12} [(t + 0.06667(L_z - L_m) + S_c) - 12]$$

Ecuación 3.10 ángulo horario

Donde t es la hora de adquisición de la imagen, L_z es la longitud del centro de la zona horaria local en este caso de acuerdo al mapa de los usos horario, la zona de estudio se encuentra en el ángulo 102, L_m es la longitud del sitio donde se mide la radiación solar, esta información viene en los metadatos de la imagen donde se encuentra la zona de estudio, en este caso es el ángulo 99 y S_c es el ajuste estacional del tiempo solar, que se determina con la ecuación 3.11

$$S_c = 0.1645\text{sen}(2b) - 0.1255\cos(b) - 0.025\text{sen}(b)$$

Ecuación 3.11 ajuste estacional del tiempo solar

$$b = \frac{2\pi(\text{DOY} - 81)}{364}$$

Ecuación 3.12 auxiliar para ajuste estacional

Donde DOY es el día del año de la imagen satelital, para el cálculo de b en unidades radianes, ecuación 3.12. El parámetro d^2 se calcula con la ecuación 3.13, que está en función del día del año DOY

$$d^2 = \frac{1}{1 + 0.33\cos\left(\text{DOY} \frac{2\pi}{365}\right)}$$

Ecuación 3.13 cuadrado de la distancia relativa Tierra Sol

Las ecuaciones para la declinación de la Tierra y las correcciones de tiempo para el cálculo ω y la hora solar desde la hora local son ecuaciones estándar (ASCE–EWRI, 2005).

El albedo de superficie, se calcula en el programa ENVI 4.7 y representa la relación de la radiación solar reflejada a la radiación de onda corta solar incidente en la superficie. El albedo se calcula integrando las reflectividades de las bandas de satélite representativas, en este caso las bandas 1 a 5 y 7 de Landsat, utilizando una ecuación 3.14 con función de ponderación

$$\alpha_s = \sum_{b=1}^n [\rho_{s,b} w_b]$$

Ecuación 3.14 albedo de superficie

donde w_b es el coeficiente de ponderación que se encuentra en la tabla 3.1, que representa la fracción de radiación solar en la superficie que se produce dentro del rango espectral representado por una banda específica, n es el número de bandas de satélite integradas y ρ_{sb} es la reflectancia de cada banda de la 1 a la 7 para Landsat 5 y las bandas de la 2 a la 7 para Landsat 8, que ya fueron previamente calculadas con las ecuaciones 3.29 y 3.31.

Tabla 3.1 coeficientes de ponderación (Tasumi M., 2007)

Coeficiente	Banda 1	Banda 2	Banda 3	Banda 4	Banda 5	Banda 7
Landsat 5 W_b	0.254	0.149	0.147	0.311	0.103	0.036
Landsat 8 W_b		0.254	0.149	0.147	0.311	0.103

La radiación de onda larga saliente, $R_{L\uparrow}$, emitida desde la superficie es impulsada por la temperatura y la emisividad de la superficie. $R_{L\uparrow}$ se calcula utilizando la ecuación 3.15 de Stefan-Boltzmann, utilizando el programa ENVI 4.7

$$R_{L\uparrow} = \varepsilon_0 \sigma T_s^4$$

Ecuación 3.15 radiación de onda larga saliente

donde ε_0 es la emisividad de superficie de banda ancha, es adimensional, σ es la constante de Stefan – Boltzmann de valor $5.67 \cdot 10^{-8} \text{ Wm}^{-2}\text{K}^{-4}$ y T_s es la temperatura de superficie K. La emisividad de la superficie se calcula mediante la ecuación 3.16.

$$\varepsilon_0 = 0.95 + 0.01 LAI \text{ for } LAI \leq 3$$

Ecuación 3.16 emisividad de superficie de banda ancha

LAI es un indicador de resistencia de biomasa y del dosel al flujo de vapor, que se calcula mediante la ecuación 3.17.

$$LAI = \frac{\ln[0.69 - SAVI_{ID}]/0.59}{0.91}$$

Ecuación 3.17 indicador de resistencia de biomasa

SAVI se basa en la reflectancia de la parte superior de la atmósfera de las bandas 3 y 4, mediante la ecuación 3.18.

$$SAVI = \frac{(1 + L)(\rho_{t,4} - \rho_{t,3})}{L + (\rho_{t,4} + \rho_{t,3})}$$

Ecuación 3.18 índice de vegetación ajustado al suelo

donde SAVI es el índice de vegetación ajustado al suelo (Huete A., 2002), y L es una constante, establecido a $L = 0.5$.

La temperatura de la superficie T_s se calcula usando la ecuación 3.19 de Planck modificada (Markham B., 1986) con corrección de emisividad atmosférica y de superficie

$$T_s = \frac{K_2}{\ln[(\varepsilon_{NB} K_1 R_C) + 1]}$$

Ecuación 3.19 temperatura de superficie

donde ε_{NB} es la emisividad de banda estrecha correspondiente a la banda de longitud de onda del sensor térmico del satélite, R_C es la radiación térmica corregida de la superficie utilizando la radiación espectral $L_{t,6}$ de la banda 6 en Landsat 5 y para la Landsat 8 se utiliza la radiación espectral de la banda 10, que son las bandas térmicas, respectivamente. Las constantes K_1 y K_2 tiene valor de $K_1 = 607.8$ y $K_2 = 1261 \text{ Wm}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ para Landsat 5 y $K_1 = 666.1$ y $K_2 = 1283 \text{ Wm}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ para Landsat 8. R_C se calcula siguiendo la ecuación 3.20 (Wukelic G., 1989)

$$R_C = \frac{L_{t,6} - R_p}{\tau_{NB}} - (1 - \varepsilon_{NB})R_{sky}$$

Ecuación 3.20 radiación térmica corregida

donde $L_{t,6}$ es la radiancia espectral de la banda 6 en Landsat 5 y para la Landsat 8 se utiliza la banda 10, $\text{Wm}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$, R_p es la radiancia de trayectoria en la banda 6 ($10.4\text{--}12.5 \mu\text{m}$ $\text{Wm}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$), R_{sky} es la banda estrecha de radiación térmica descendente de un cielo despejado $\text{Wm}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ y τ_{NB} es la transmisividad de banda estrecha del aire en el rango de $10.4\text{--}12.5 \mu\text{m}^{-1}$, los datos de cada imagen se obtienen de (NASA, Atmospheric Correction Parameter Calculator, 2019) contiene los parámetros del año 2000 al 2019, por lo que en los años 1990 y 1995, se utilizó el dato del día y mes, pero del año 2000. Las unidades para R_C son $\text{Wm}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$

La transmisividad de banda estrecha, ε_{NB} , que representa la emisividad de la superficie dentro del rango de banda del sensor térmico del satélite, se estima a partir de la ecuación 3.21

$$\varepsilon_{NB} = 0.97 + 0.0033 LAI$$

Ecuación 3.21 transmisividad de banda estrecha

La radiación de onda larga entrante $R_{L\downarrow}$ es el flujo de radiación térmica descendente que se origina en la atmósfera Wm^{-2} y se calcula mediante la ecuación 3.22 de Stefan-Boltzmann, con el programa ArcMap 10.2

$$R_{L\downarrow} = \varepsilon_a \sigma T_s^4$$

Ecuación 3.22 radiación de onda larga entrante

donde ε_a es la emisividad atmosférica efectiva, adimensional, que se calcula con la ecuación 3.23, y T_s es la temperatura de la superficie K, calculada anteriormente en la ecuación 3.19

$$\varepsilon_a = 0.85(-\ln \tau_{sw})^{0.09}$$

Ecuación 3.23 emisividad atmosférica

donde τ_{sw} es la transmisividad atmosférica de banda ancha para la radiación de onda corta, que se calcula en la ecuación 3.3, para radiación de onda corta entrante $R_{s\downarrow}$ (Allen R., 2007).

3.2.1 Análisis de radiación neta en diferentes periodos de estudio (Lluvias secas)

La radiación neta es un parámetro que depende de la estructura y la composición de la atmósfera, así como de la presencia de nubes, además de las características superficiales tales como albedo, emisividad, temperatura, humedad y propiedades térmicas del suelo subyacente. Es además la fuerza impulsora de varios procesos físicos, dinámicos y biológicos, tales como el calentamiento del suelo y el aire, la fotosíntesis y la evapotranspiración, siendo esta última utilizada para optimizar la calidad y rendimiento de los cultivos y la planificación de los recursos hídricos. Es también importante para estudios de balance de energía superficial, donde su magnitud está principalmente relacionada a los flujos de calor sensible y latente (García R., 2013).

En esta sección se muestran los resultados del análisis de los años 1990 al 2019 por periodos en las figuras 3.1 a 3.15, en temporada de secas y lluvias. Los valores más altos se presentan en las áreas cubiertas por vegetación, en coloración roja y amarilla, entre 60 y 392 W/m², sin embargo, el valor más alto en temporada de lluvias es el de 1991 (figura 3.2), y el más bajo en temporada de secas del 2002 (figura 3.7).

RADIACIÓN NETA 1990 SECAS

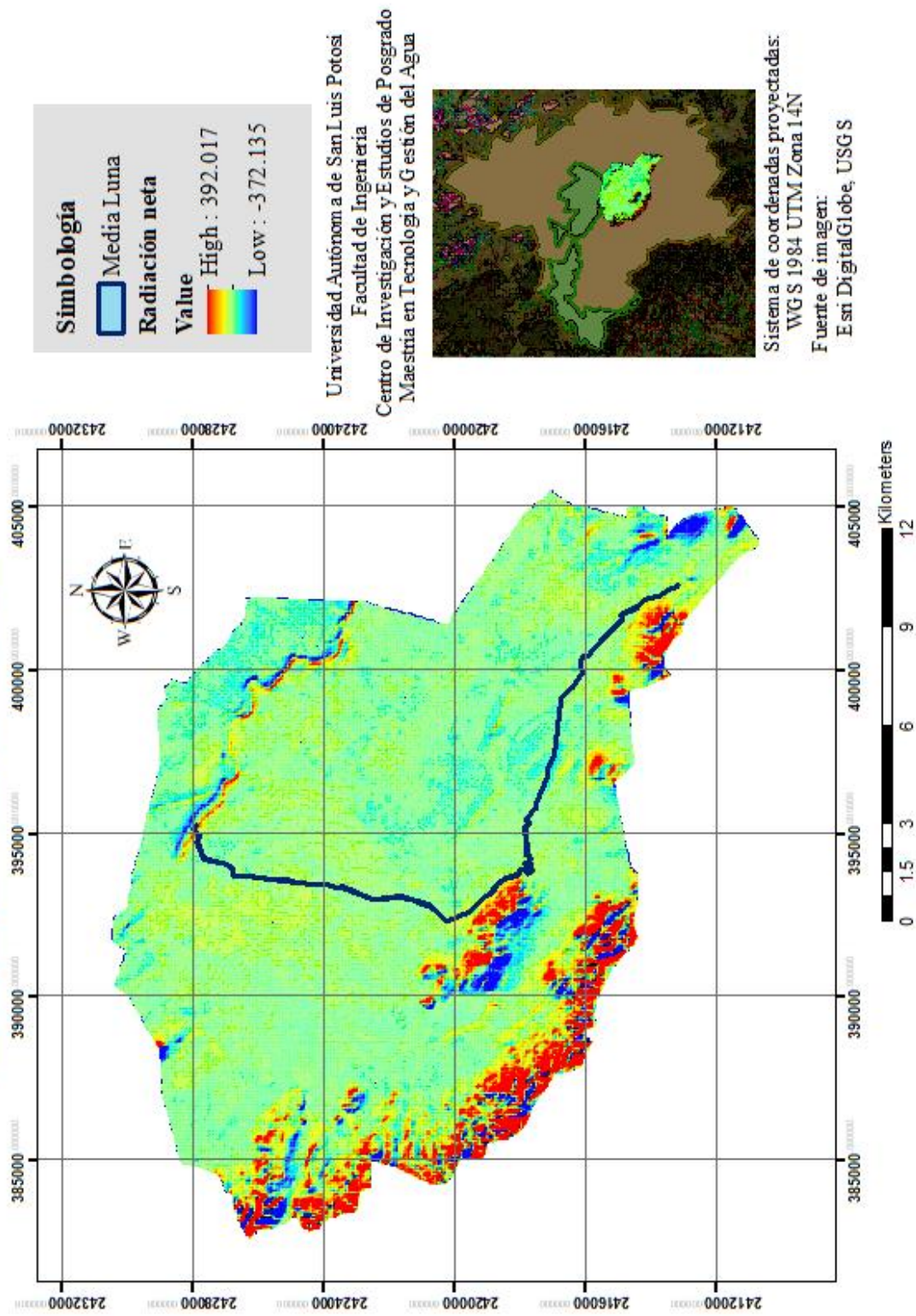


Figura 3.1 Radiación neta 1990 secas

RADIACIÓN NETA 1991 LLUVIAS

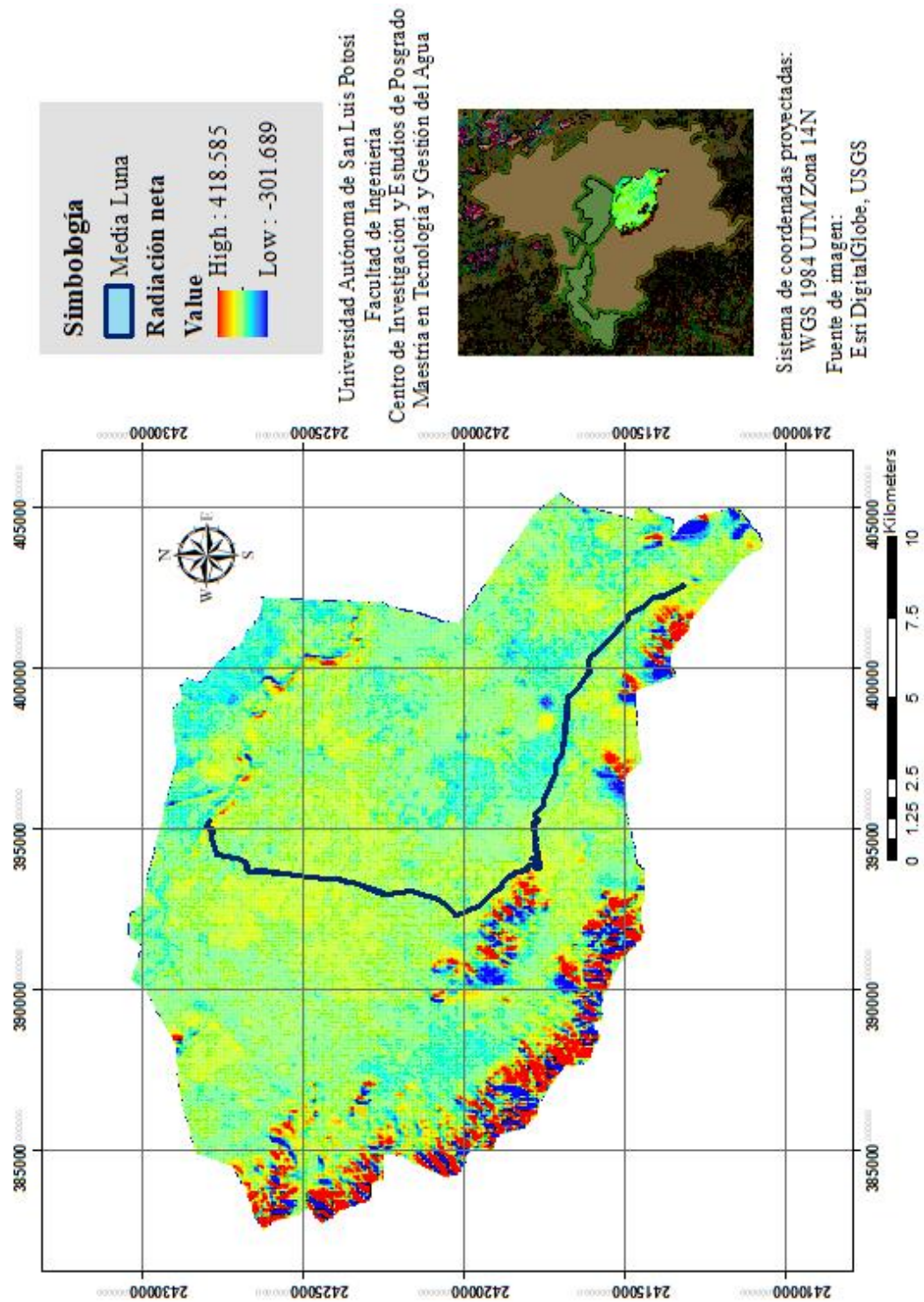


Figura 3.2 Radiación neta 1991 lluvias

RADIACIÓN NETA 1995 SECAS

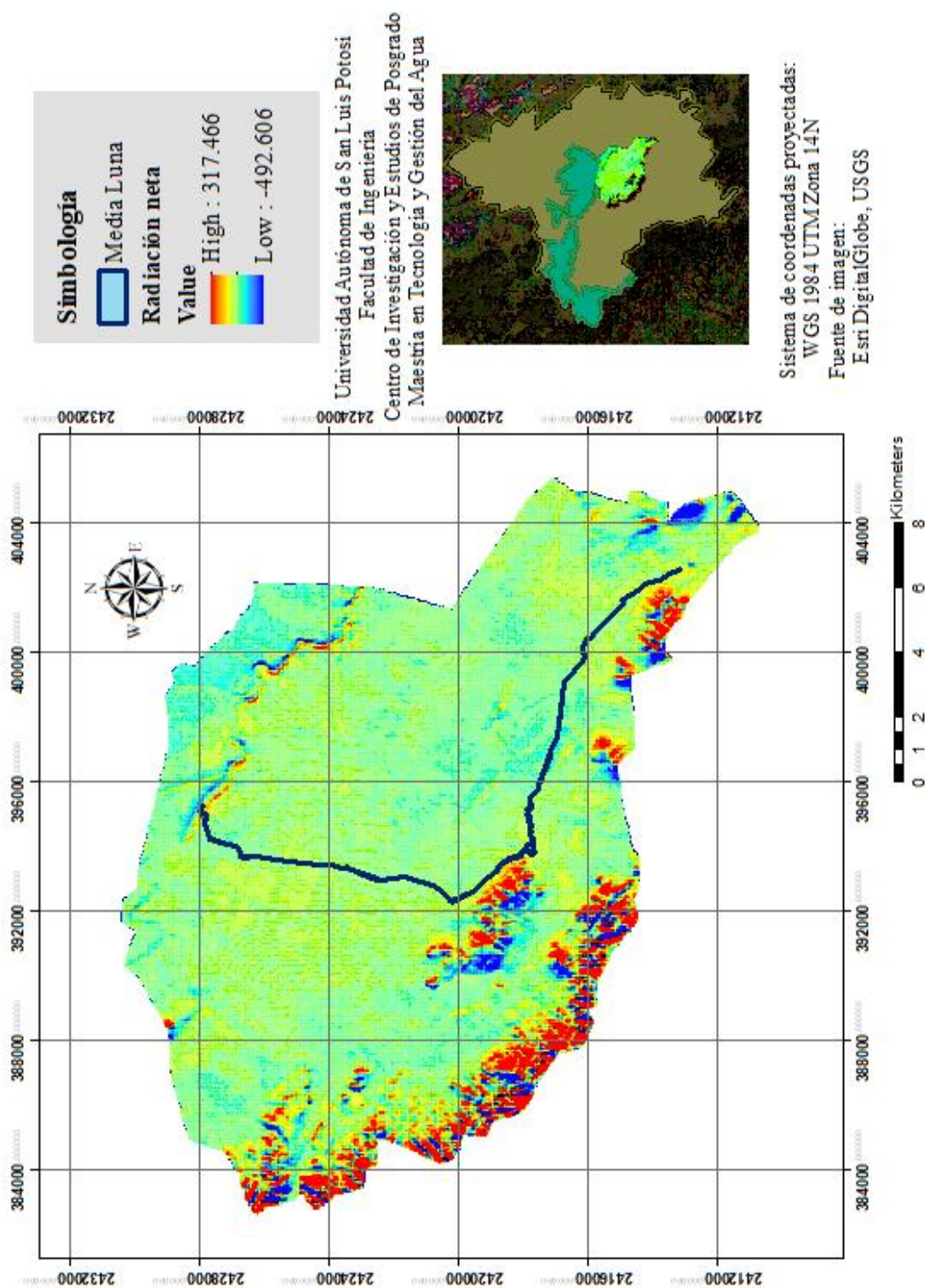


Figura 3.3 Radiación neta 1995 secas

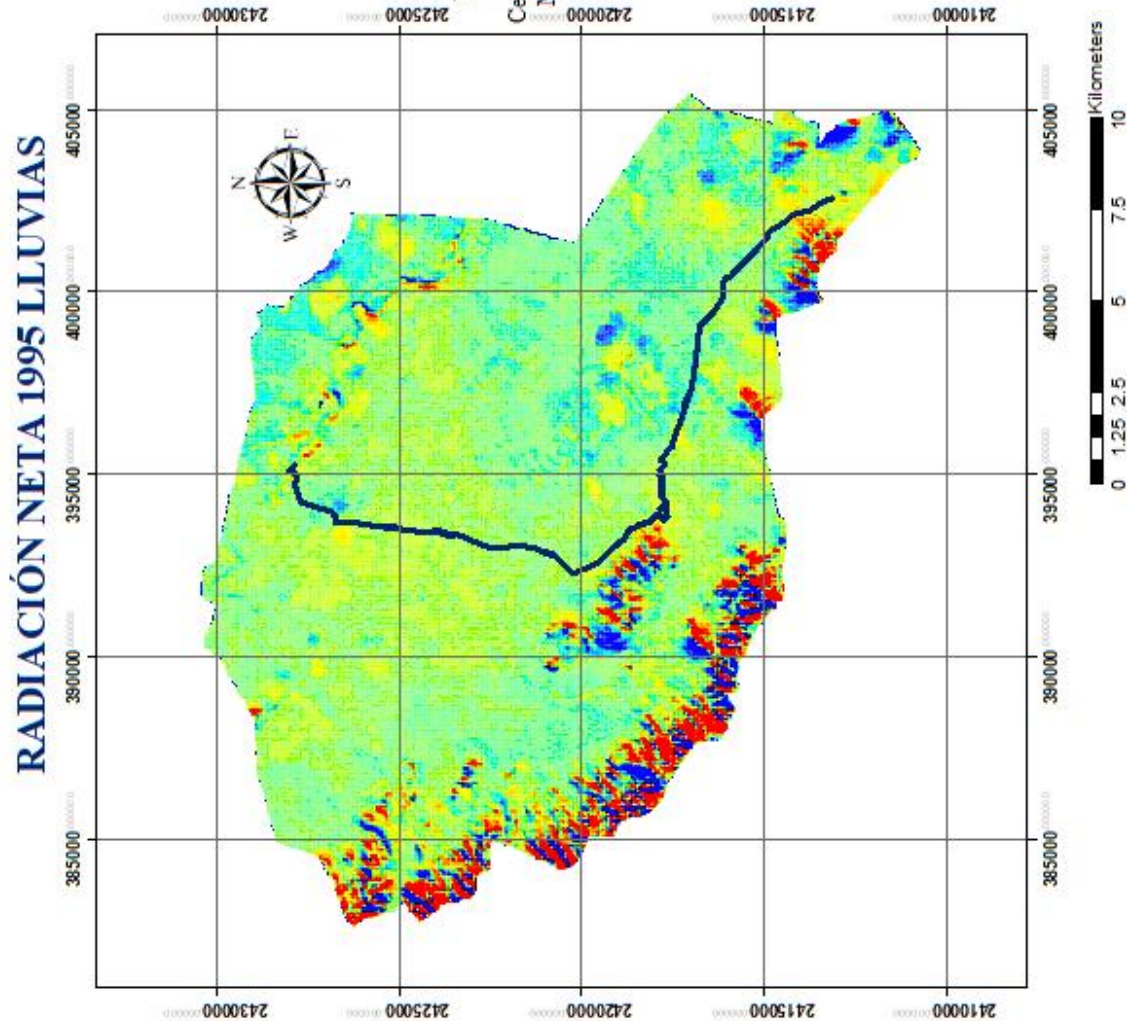
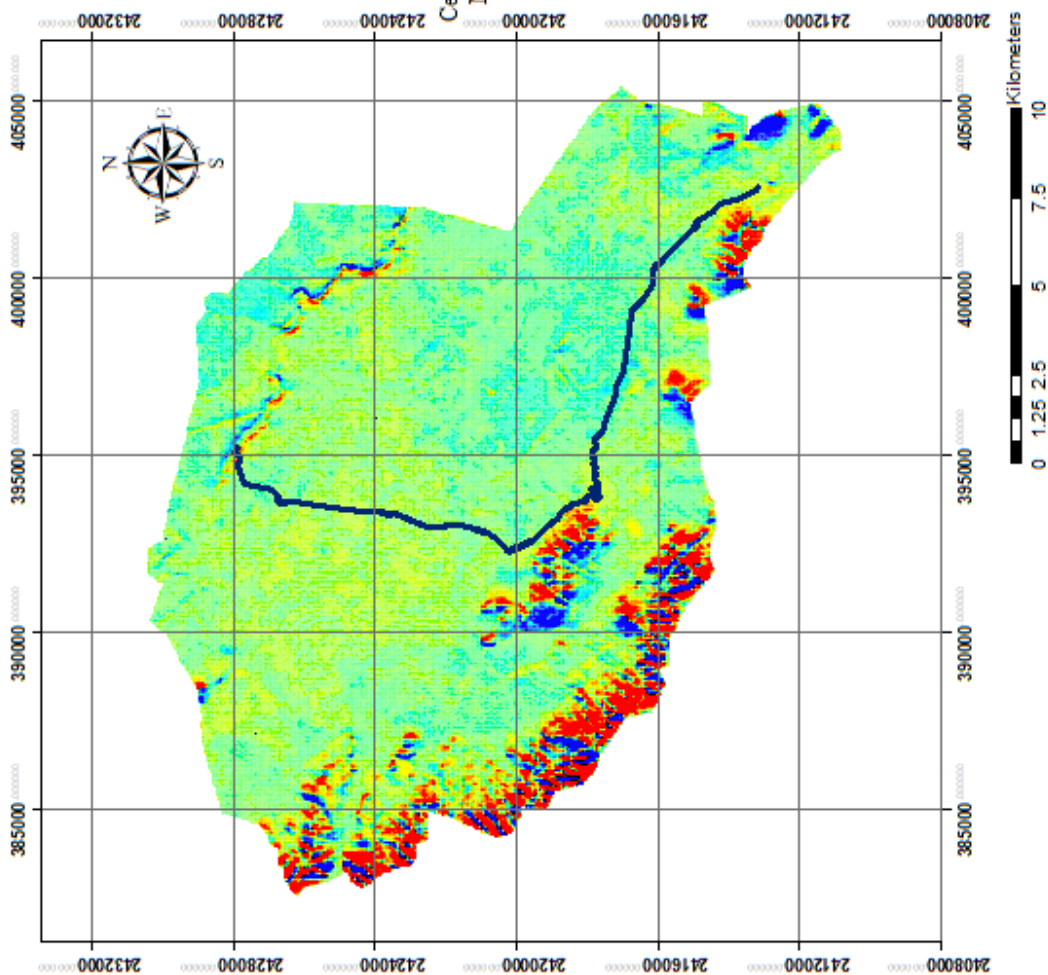


Figura 3.4 Radiación neta 1995 luvias

RADIACIÓN NETA 2000 SECAS



Simbología

Media Luna

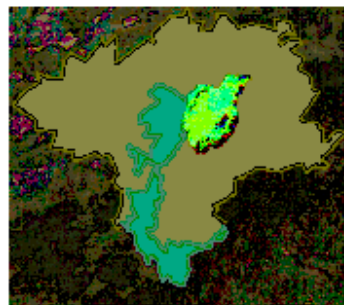
Radiación neta

Value

High : 326.334

Low : -283.915

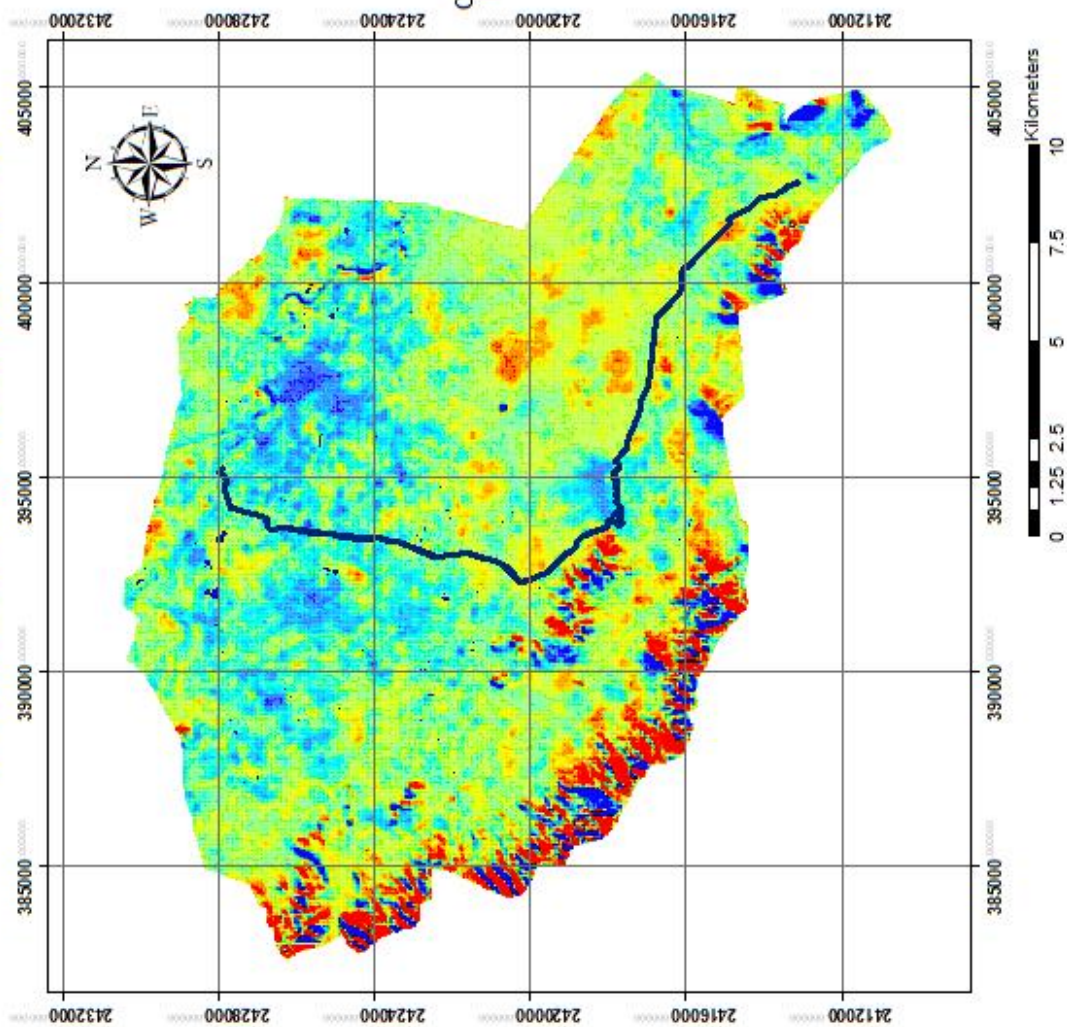
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.5 Radiación neta 2000 secas

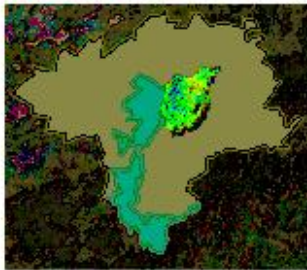
RADIACIÓN NETA 2000 LLUVIAS



Simbología

Media Luna
Radiación neta
Value
High : 375.532
Low : -235.233

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esr DigitalGlobe, USGS

Figura 3.6 Radiación neta 2000 lluvias

RADIACIÓN NETA 2002 SECAS

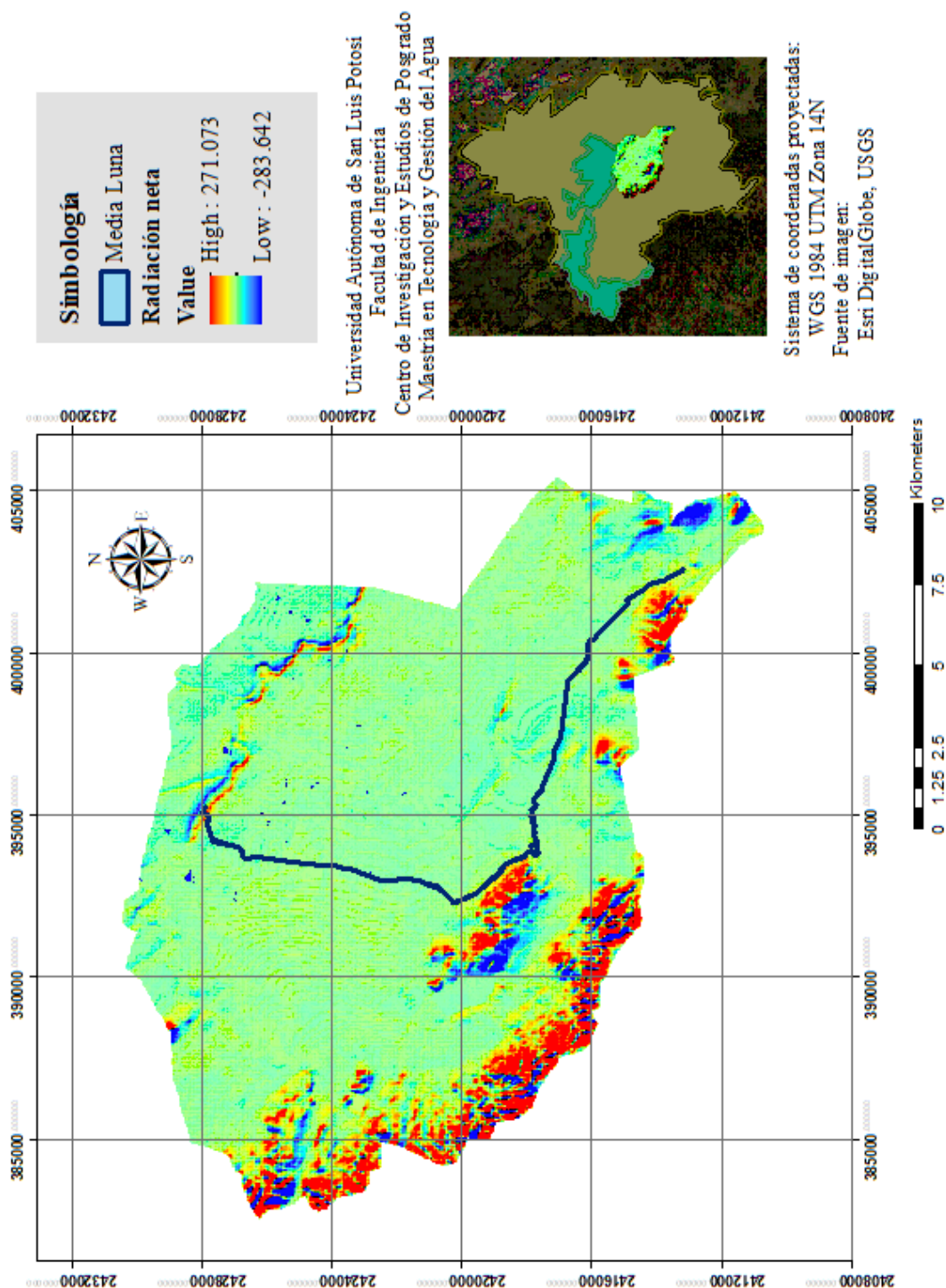


Figura 3.7 Radiación neta 2002 secas

RADIACIÓN NETA 2002 LLUVIAS

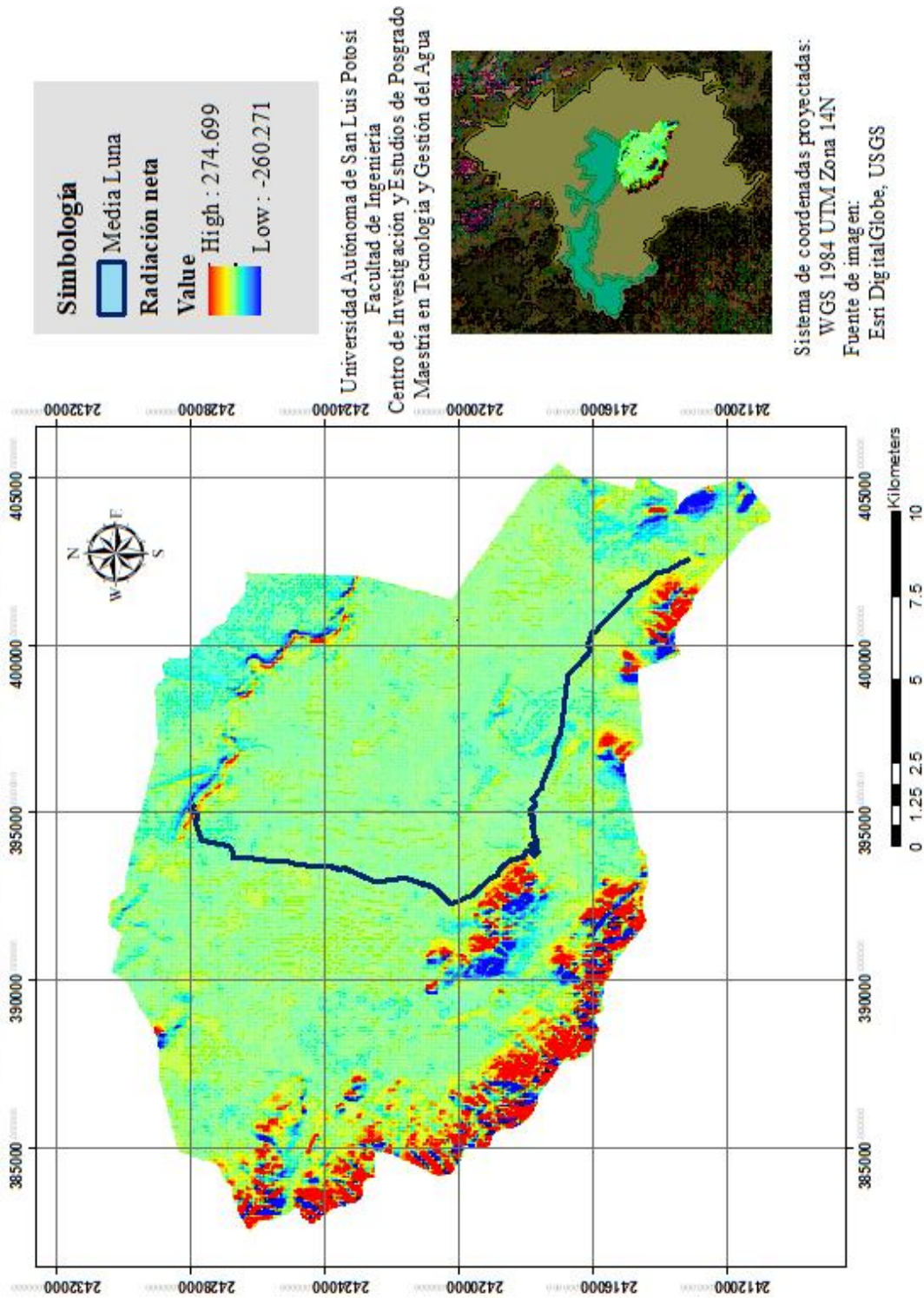
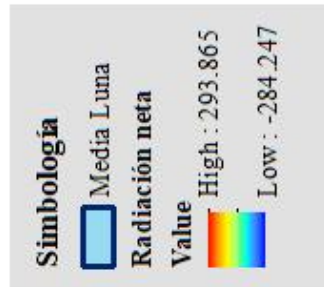
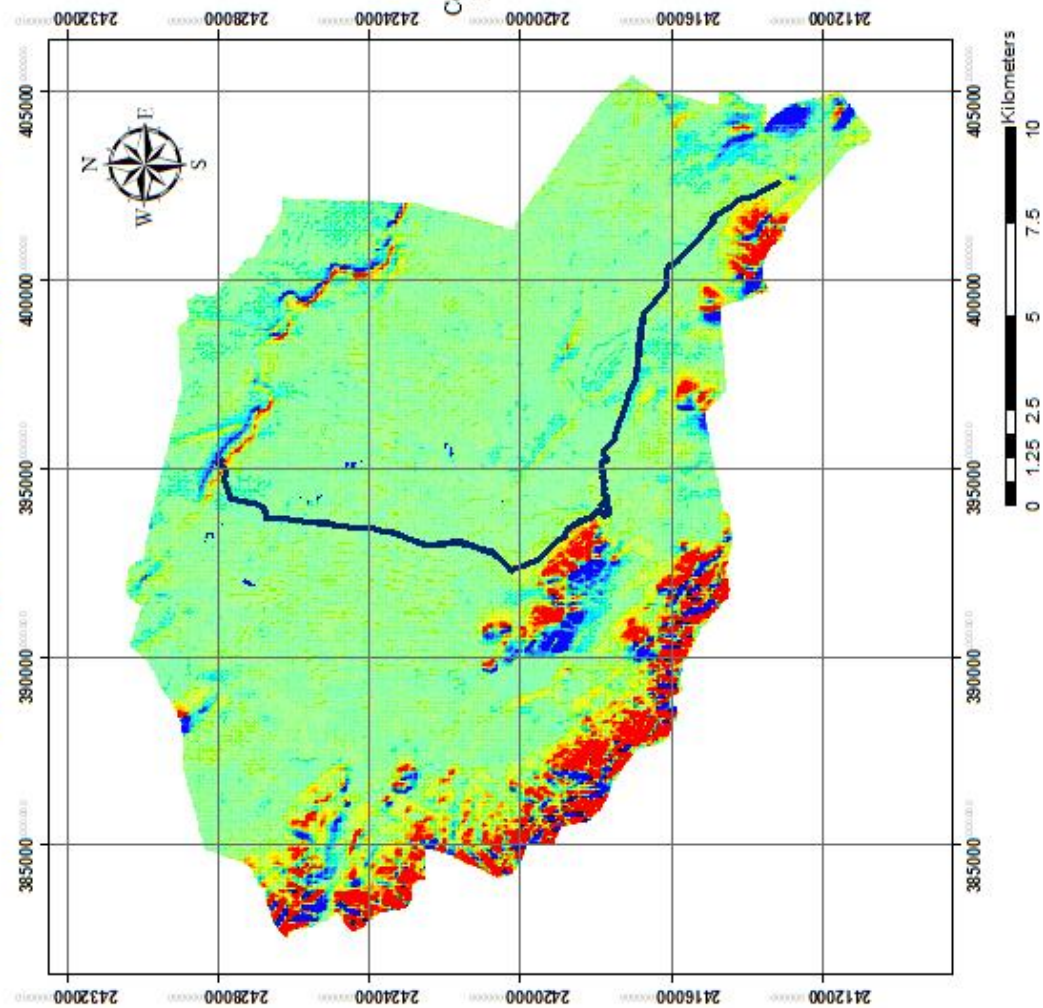
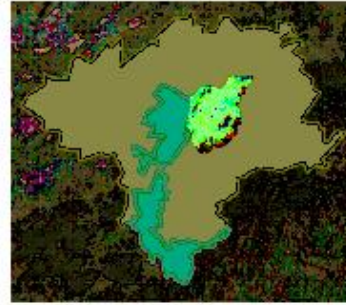


Figura 3.8 Radiación neta 2002 llluvias

RADIACIÓN NETA 2010 SECAS



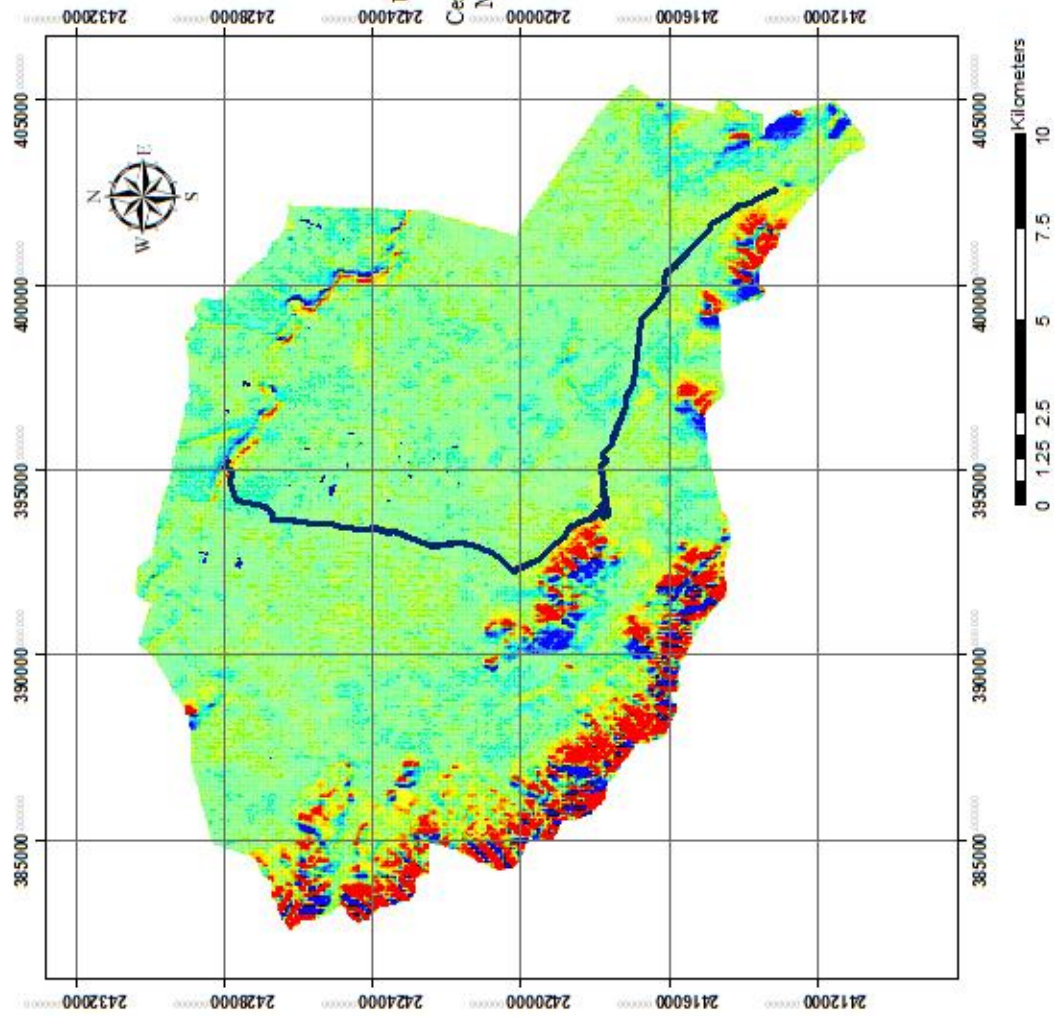
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



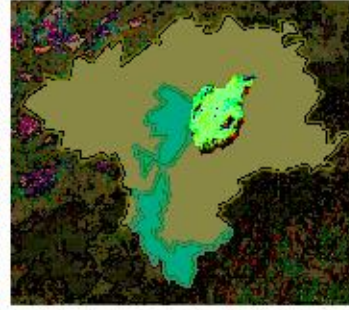
Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.9 Radiación neta 2010 secas

RADIACIÓN NETA 2015 SECAS



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.10 Radiación neta 2015 secas

RADIACIÓN NETA 2015 LLUVIAS

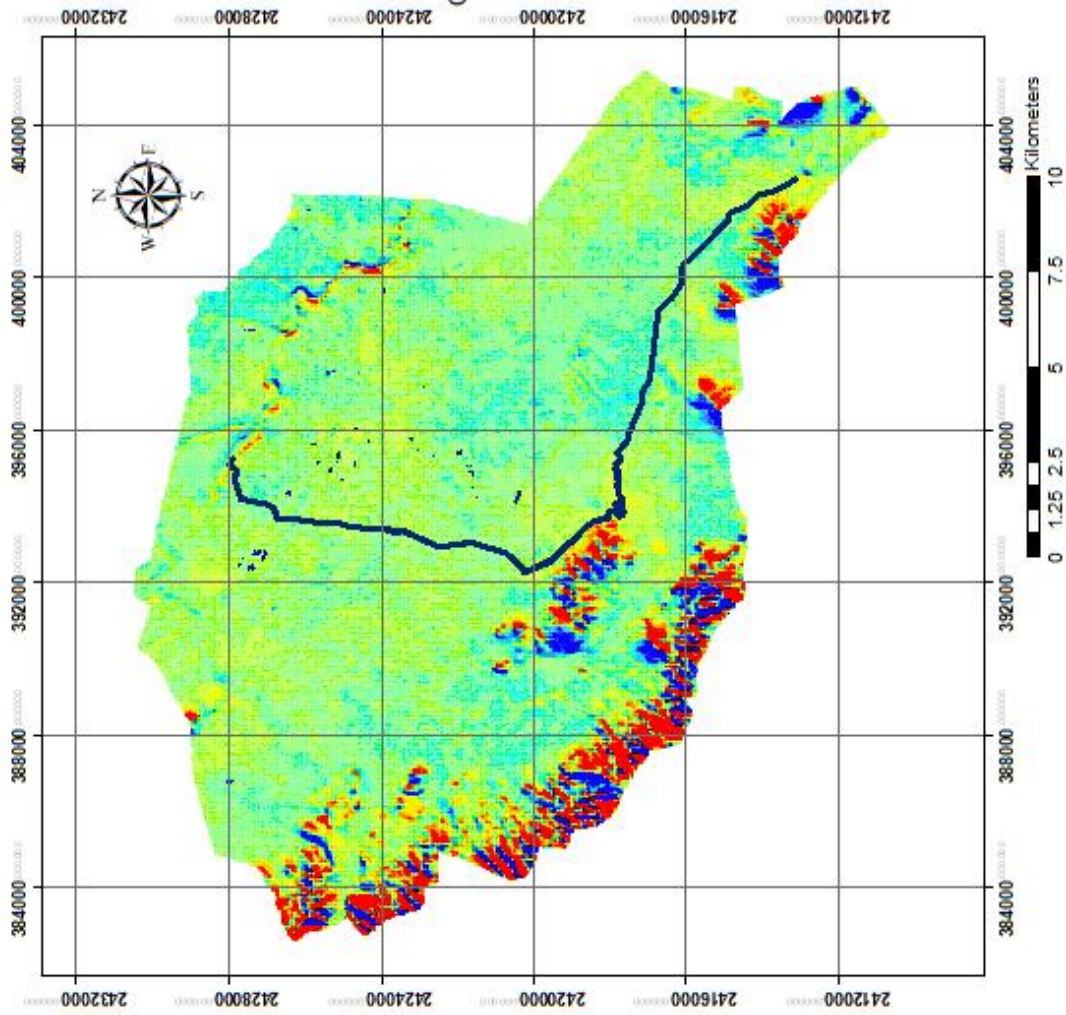
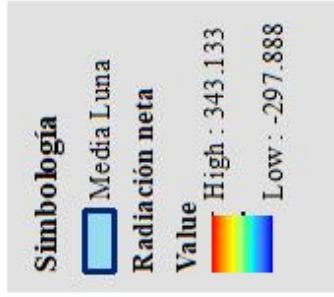
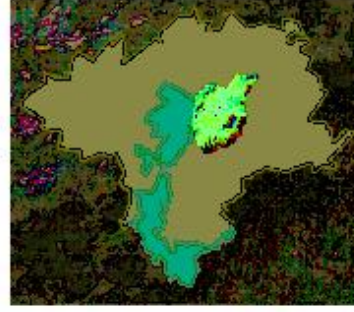


Figura 3.11 Radiación neta 2015 lluvias

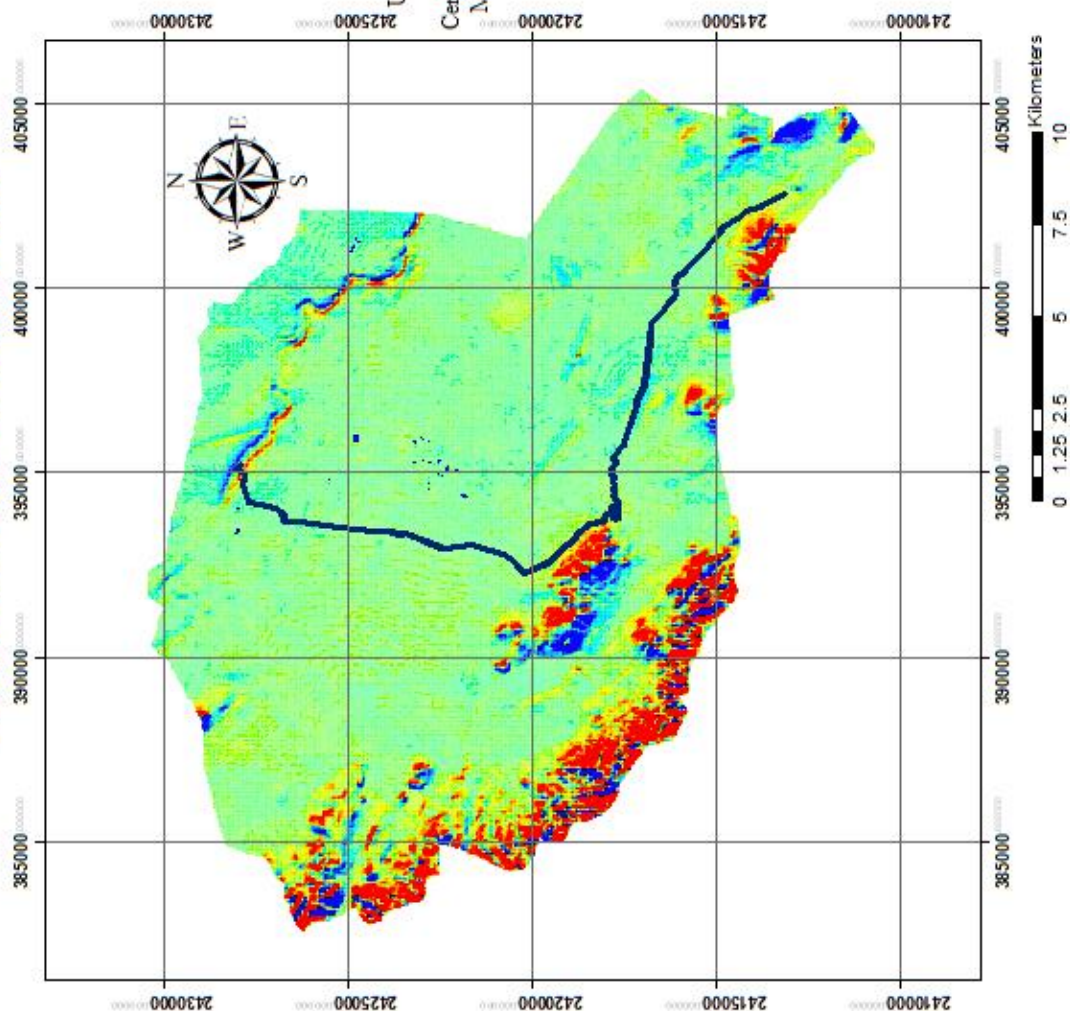


Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua

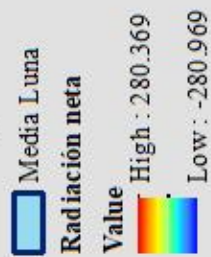


Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

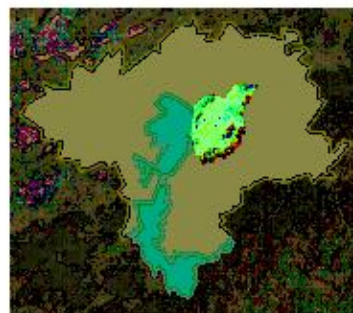
RADIACIÓN NETA 2018 SECAS



Simbología



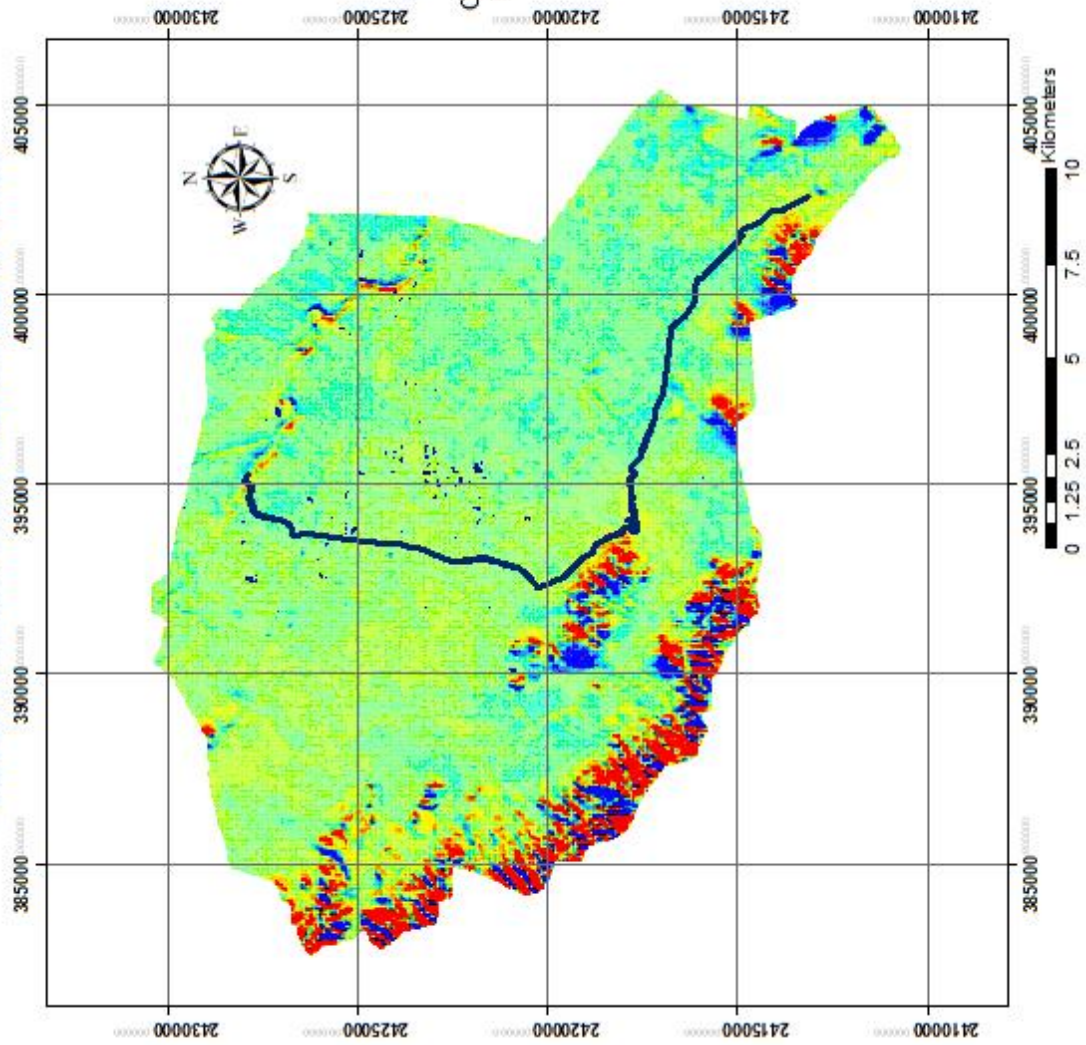
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



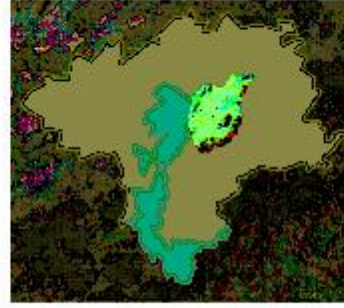
Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.12 Radiación neta 2018 secas

RADIACIÓN NETA 2018 LLUVIAS



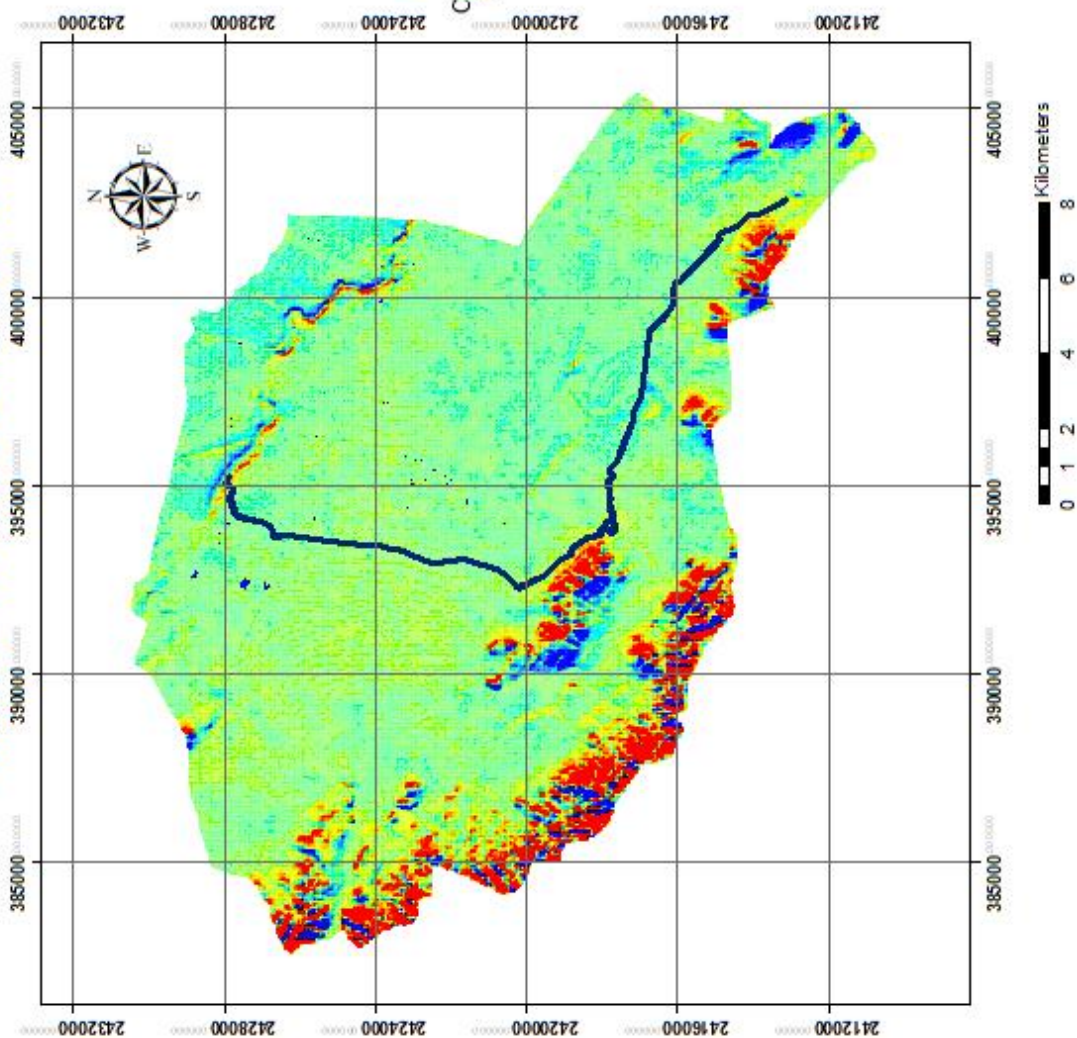
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
 Facultad de Ingeniería
 Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
 Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



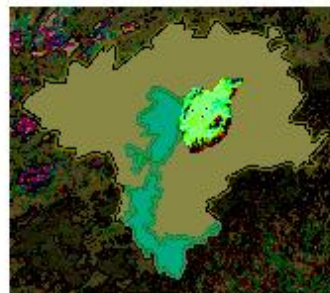
Sistema de coordenadas proyectadas:
 WGS 1984 UTM Zona 14N
 Fuente de imagen:
 Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.13 Radiación neta 2018 llluvias

RADIACIÓN NETA 2019 SECAS



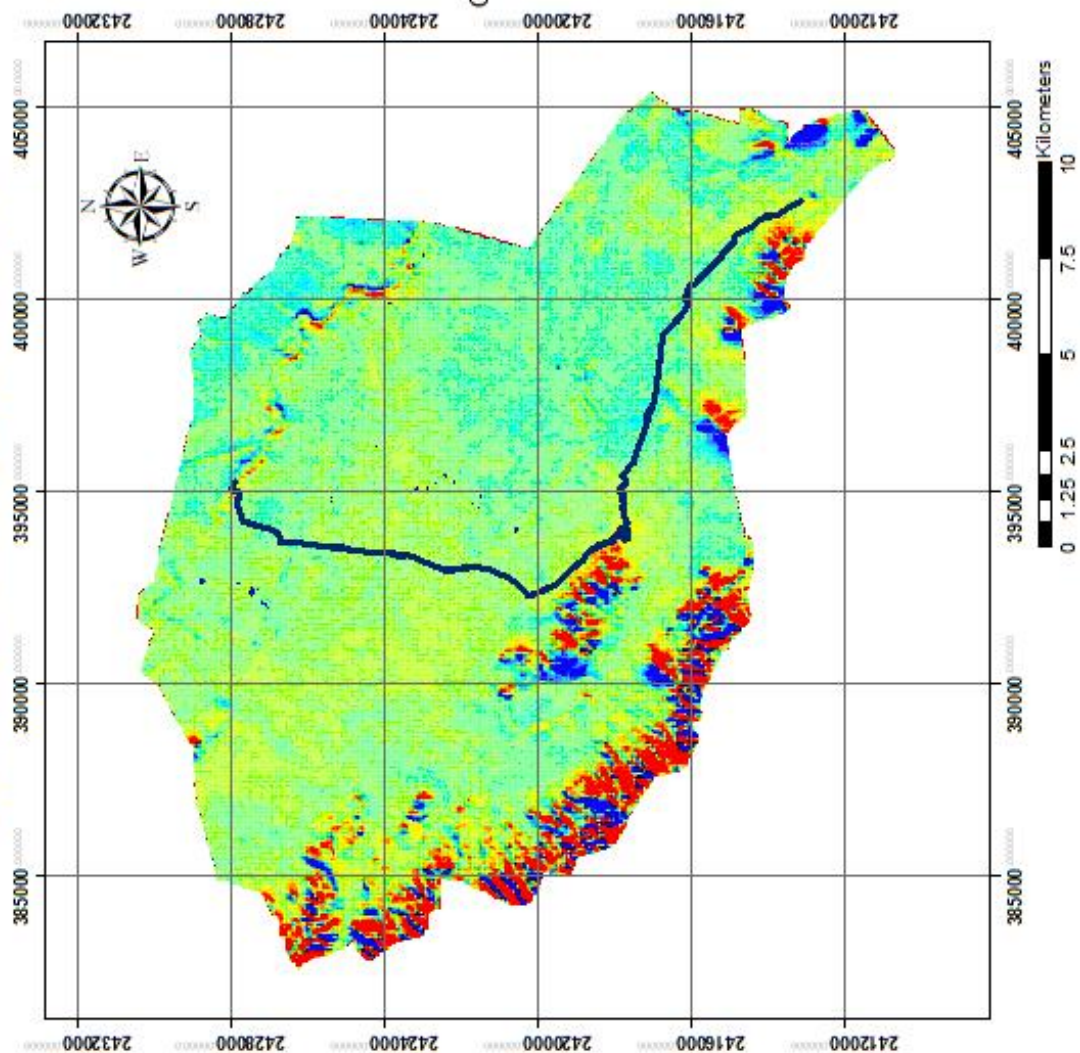
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



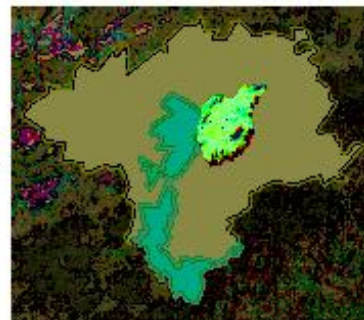
Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.14 Radiación neta 2019 secas

RADIACIÓN NETA 2019 LLUVIAS



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.15 Radiación neta 2019 llluvias

3.3 Cálculo del Índice Diferencial de Agua Normalizado (NDWI)

El NDWI se utiliza para para diferenciar zonas con agua y zonas de tierra seca. Los cuerpos de agua tienen una radiación baja y una fuerte absorción en el rango de longitudes de onda del infrarrojo visible, también se utiliza para la detección temprana de estrés hídrico en la vegetación, que puede prevenir daños a los cultivos en temporada de sequías, este índice es calculado a partir de la división entre la banda verde y la banda del infrarrojo cercano de observación remota.

Por lo que el contenido de humedad es un indicador de la relación entre la precipitación y la evapotranspiración potencial como una manifestación de la demanda de agua ejercida por el entorno. Según (Gao B., 1996) NDWI se define como:

$$NDWI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{SWIR}}{\rho_{NIR} + \rho_{SWIR}}$$

Ecuación 3.24 NDWI

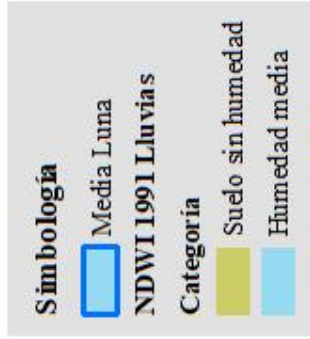
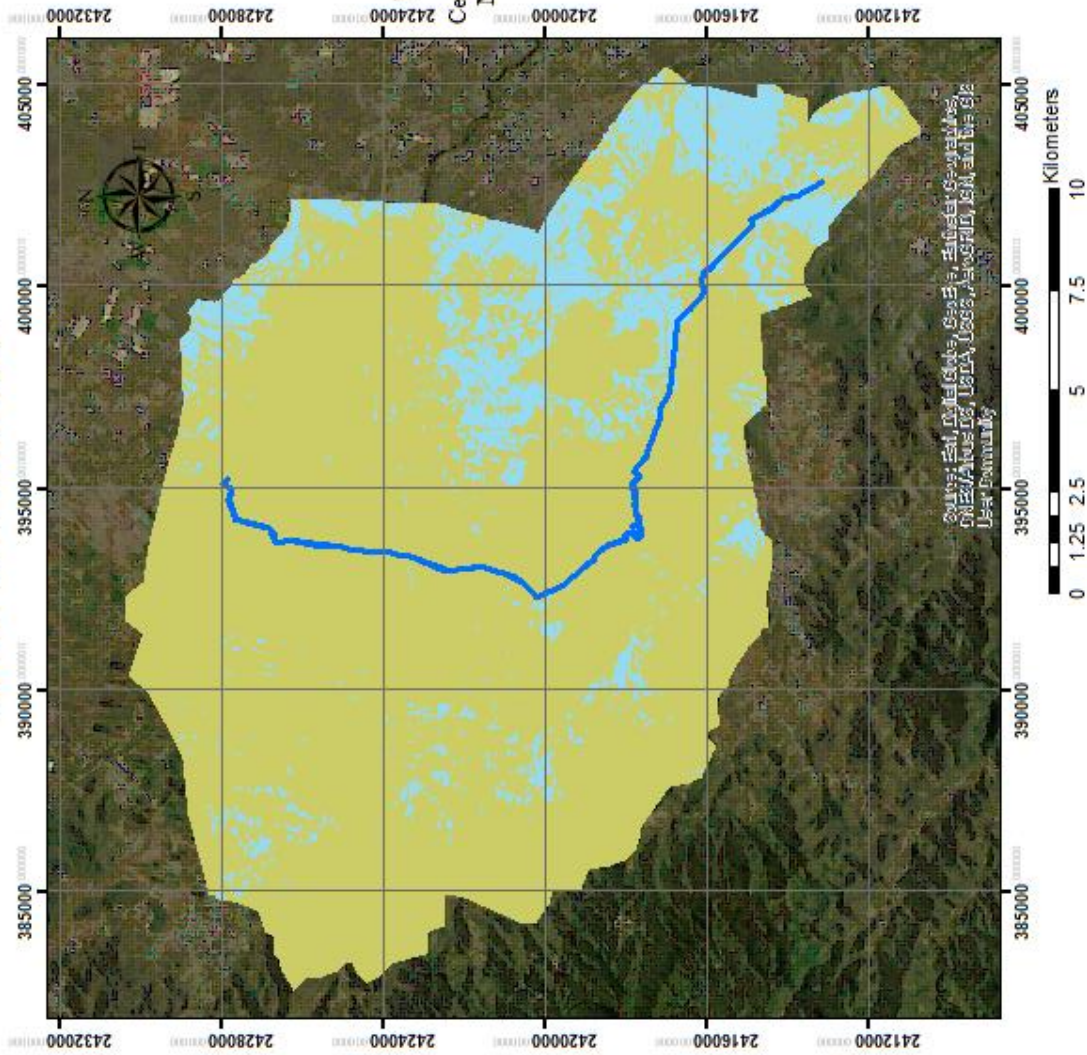
donde ρ_{NIR} es 0.77–0.90 μm (banda 4 de Landsat TM), y ρ_{SWIR} es 1.56–1.78 μm (banda 5 de Landsat TM). Los valores del índice poseen un rango de -1 a +1, estando los valores menores a 0 asociados a superficies brillantes sin presencia de vegetación o agua y los mayores a 0 asociados a presencia de agua y vegetación. Cuanto más se acerca a 1, mayor es el contenido de agua.

3.3.1 Análisis del Índice Diferencial de Agua Normalizado diferentes periodos de estudio (Lluvias secas)

Los resultados se presentan en forma de mapas, proporcionando información tanto sobre la distribución espacial del estrés hídrico de la vegetación como sobre su evolución temporal durante los años de 1990 a 2019. Los valores altos de NDWI mostrados en color azul corresponden al alto contenido de agua y a la alta cobertura de vegetación, por otro lado, los valores bajos de NDWI mostrados en color marrón corresponden al bajo contenido de agua y a la baja cobertura de vegetación, por lo que el período de estrés hídrico, el NDWI disminuirá.

En esta sección se muestran los resultados del análisis de los años 1990 al 2019 por periodos en las figuras 3.16 a 3.30, en temporada de secas y lluvias. En este caso se cuantifico la superficie en km cuadrados, en los años de 1990 y 1995 en temporada de secas se obtuvo una clasificación de humedad alta (figuras 3.16 y 3.18), en el año 2002 (figuras 3.22 y 3.23) y 2015 (figuras 3.25 y 3.26), en ambas temporadas se obtuvo una mayor superficie de suelo sin humedad.

NDWI 1991 LLUVIAS

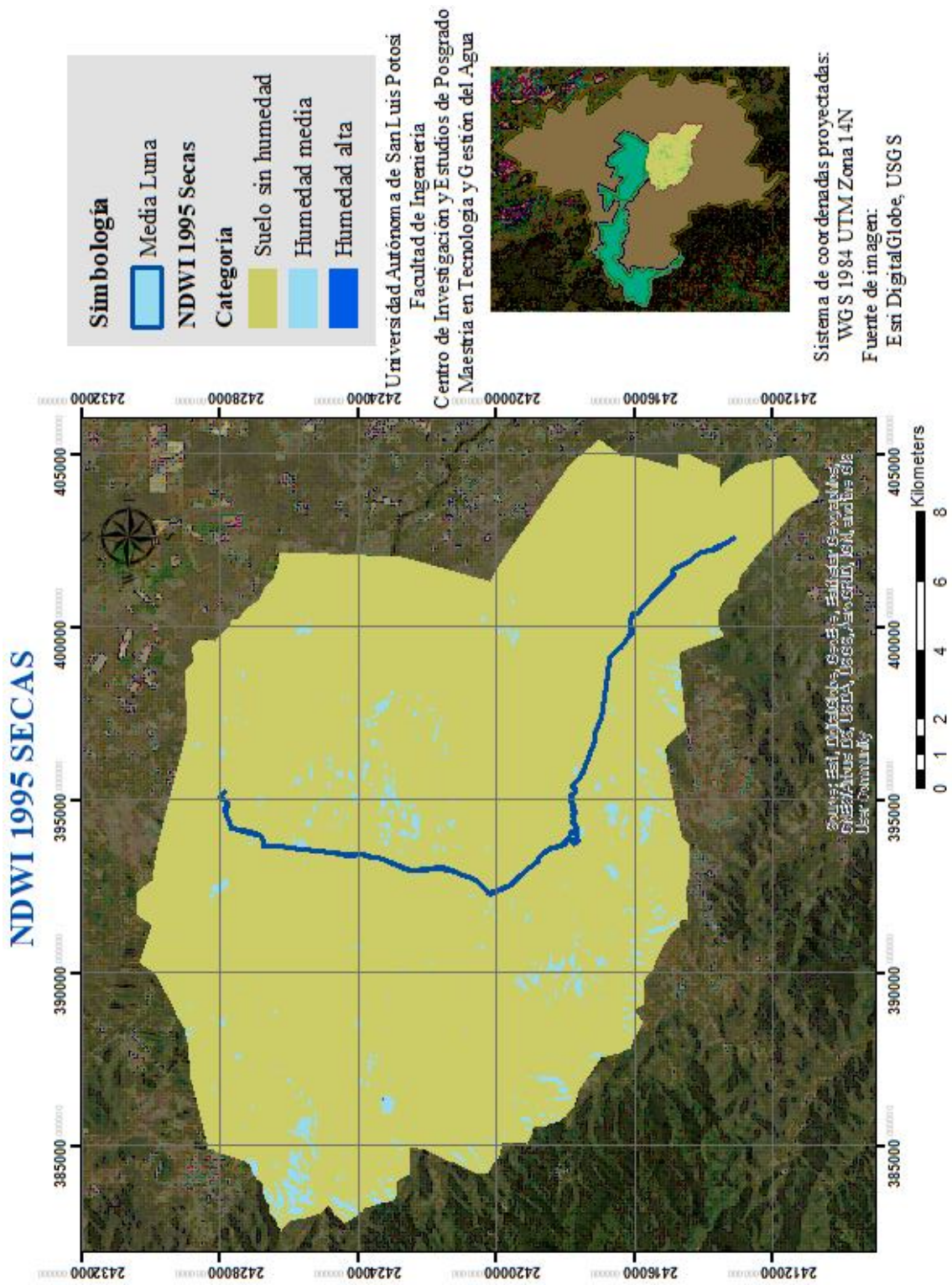


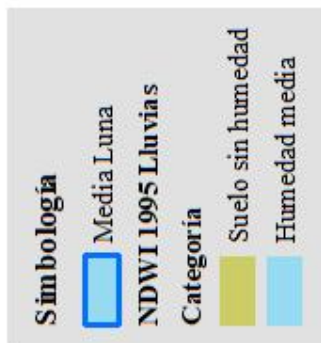
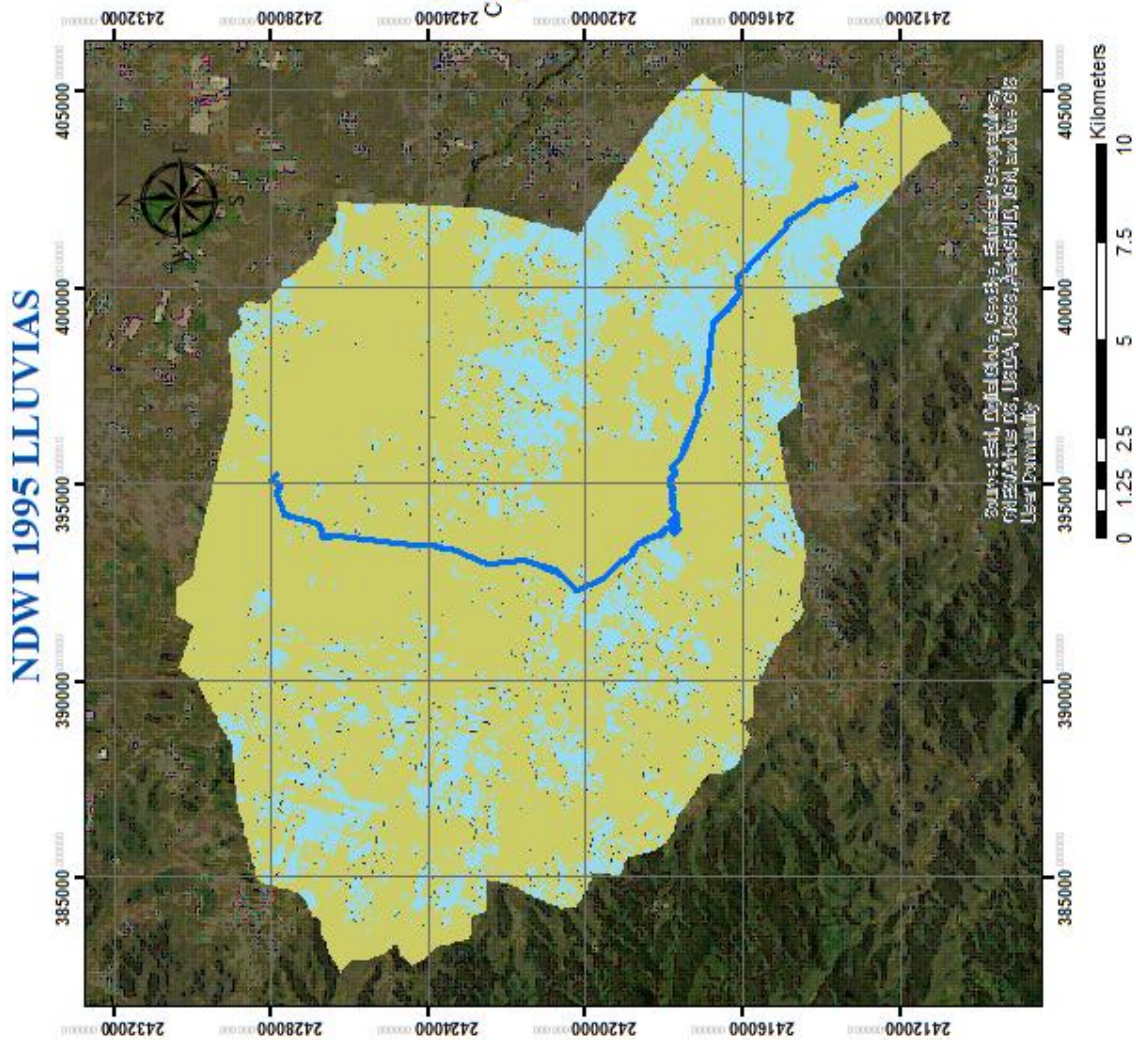
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.17 NDWI 1991 lluvias





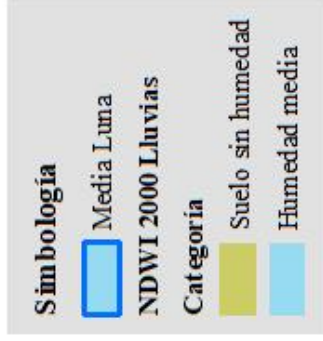
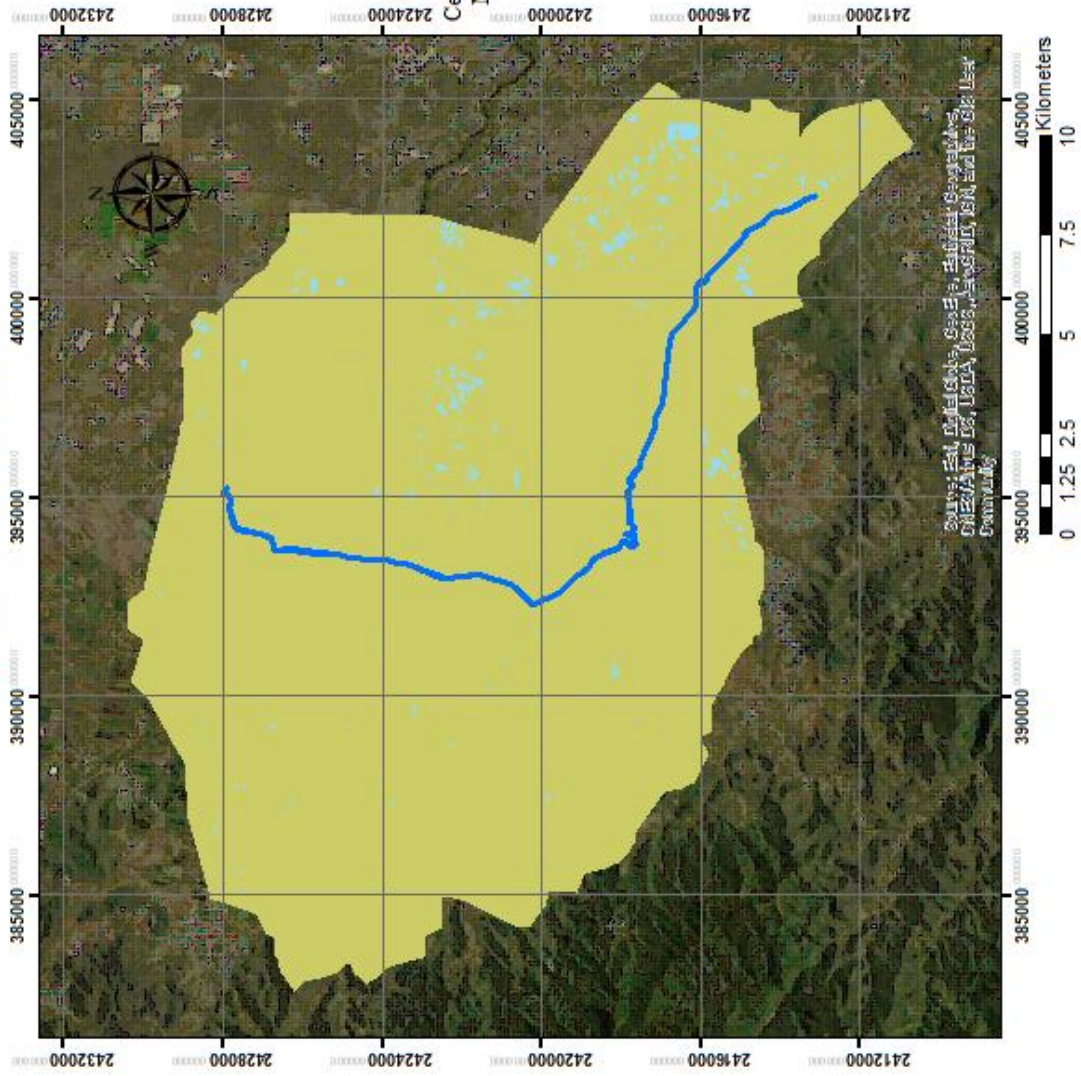
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Eri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.19 NDWI 1995 lluvias

NDWI 2000 LLUVIAS



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.21 NDWI 2000 lluvias

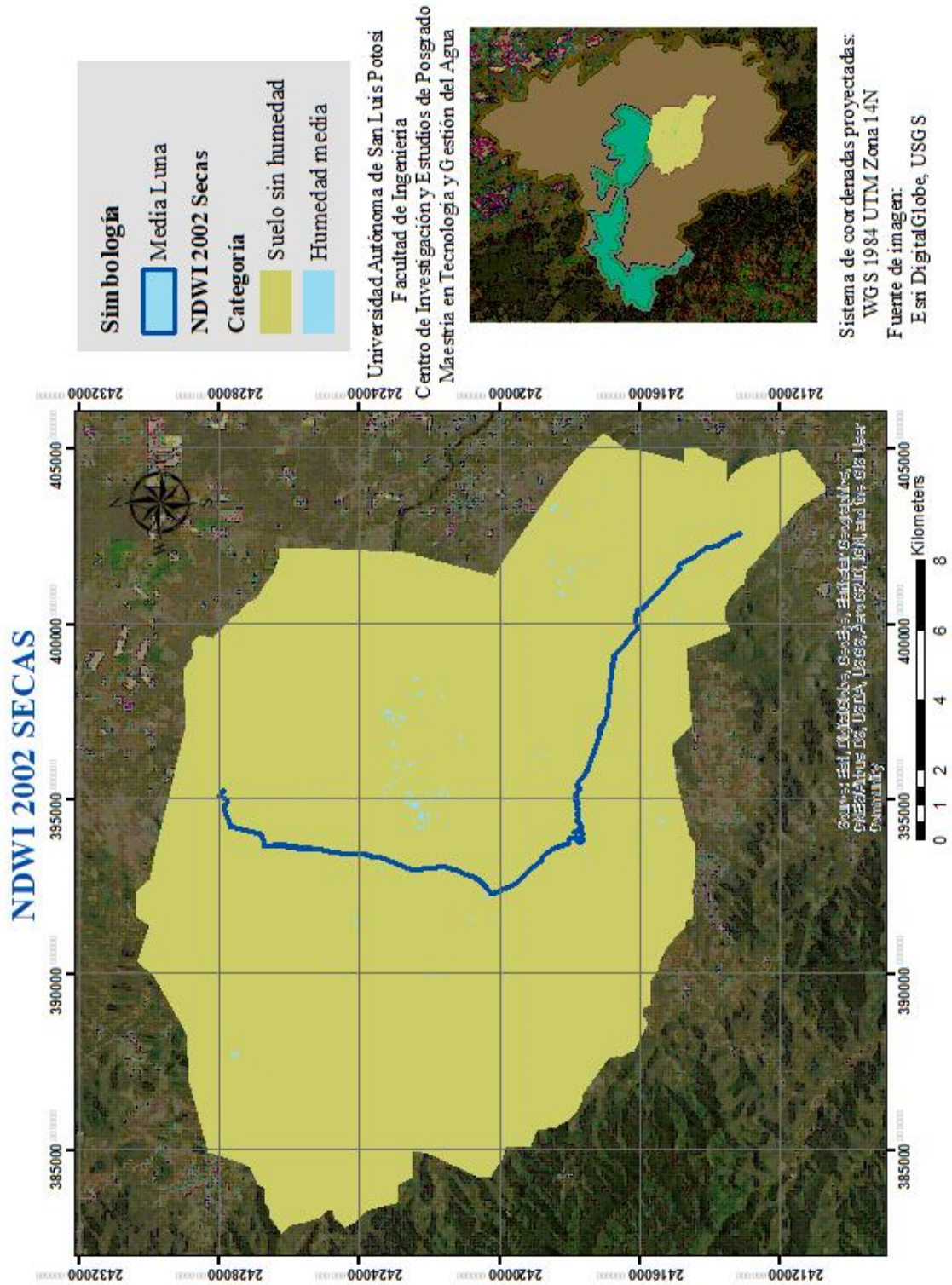
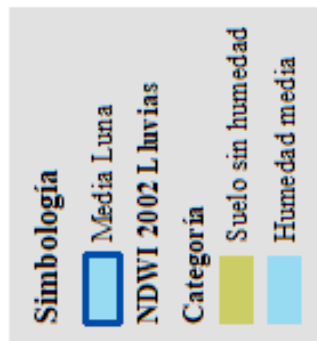
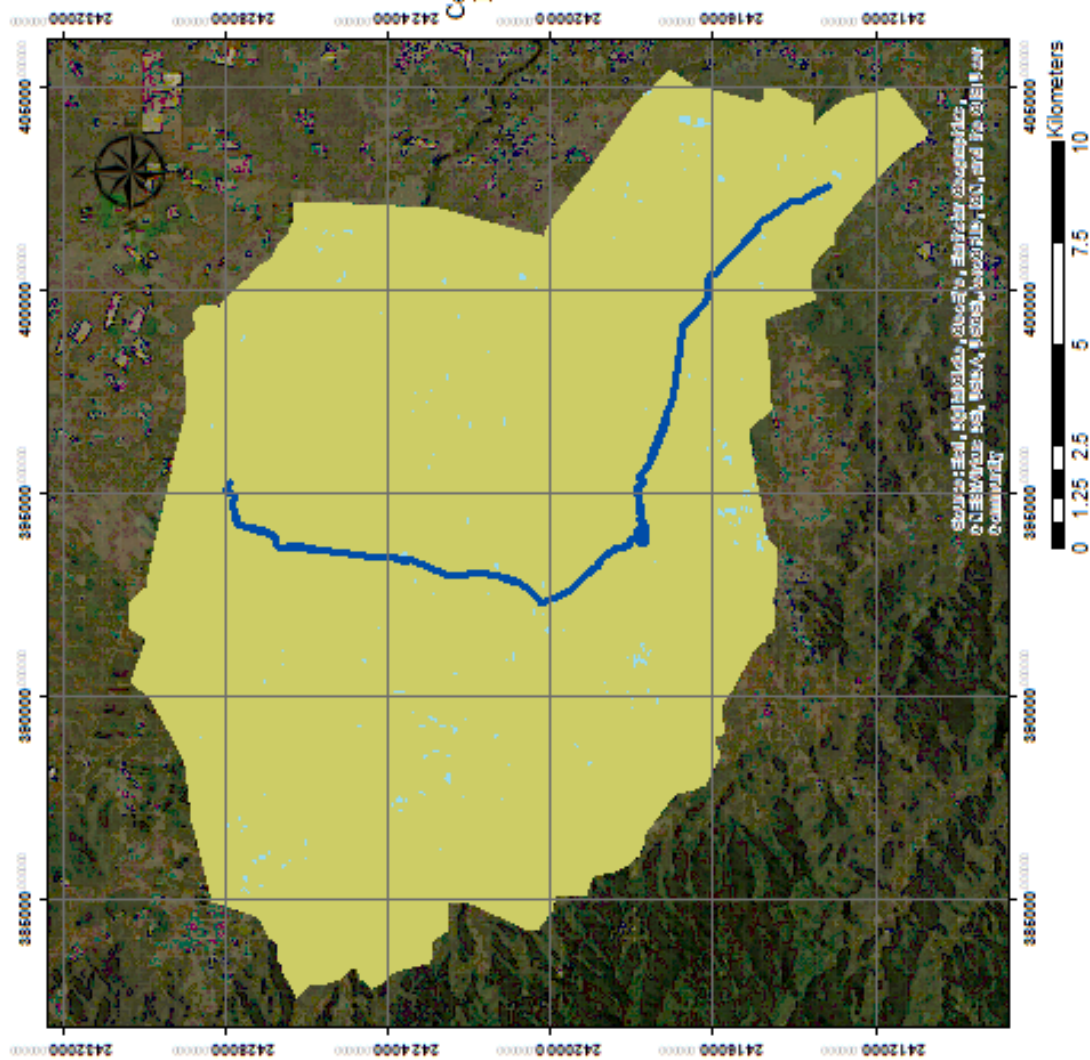
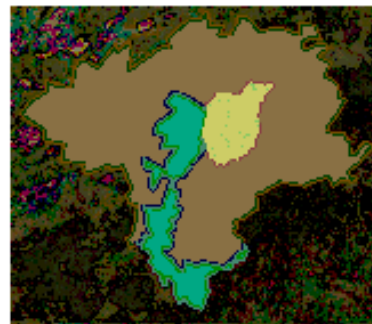


Figura 3.22 NDWI 2002 secas

NDWI 2002 LLUVIAS



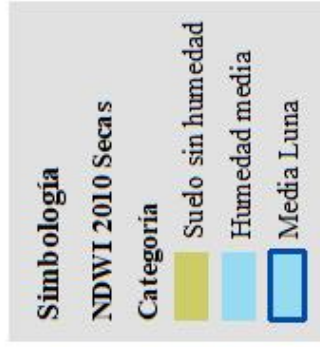
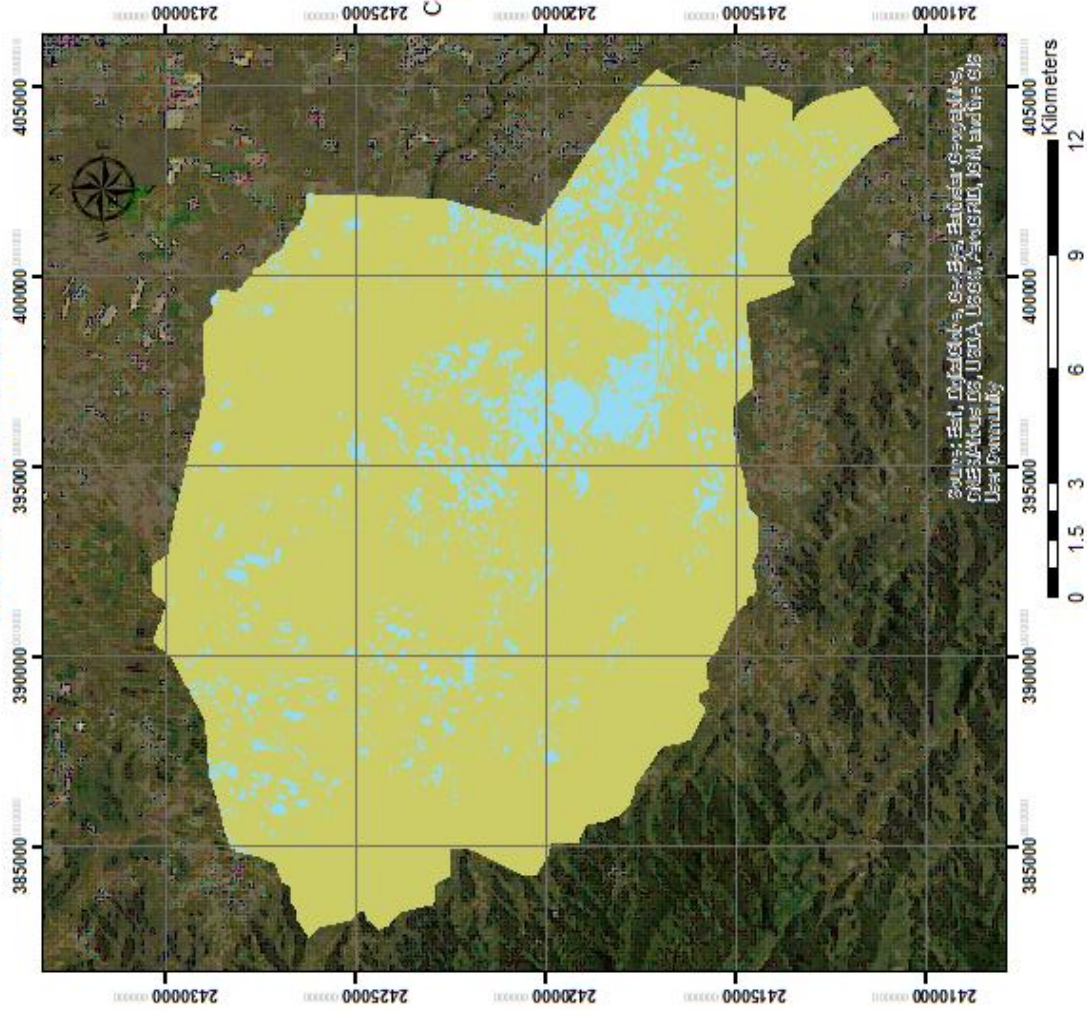
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Eri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.23 NDWI 2002 lluvias

NDWI 2010 SECAS



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.24 NDWI 2010 secas

NDWI 2015 SECAS

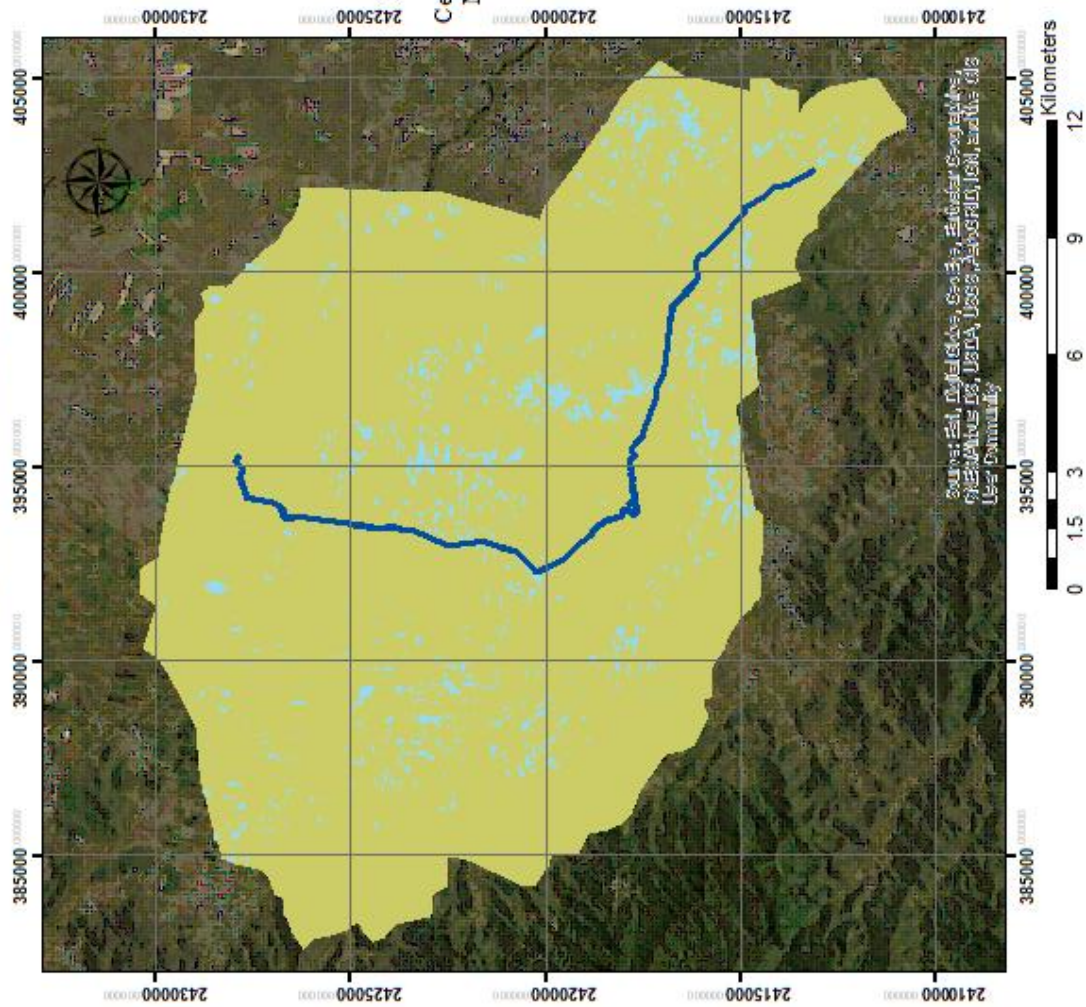
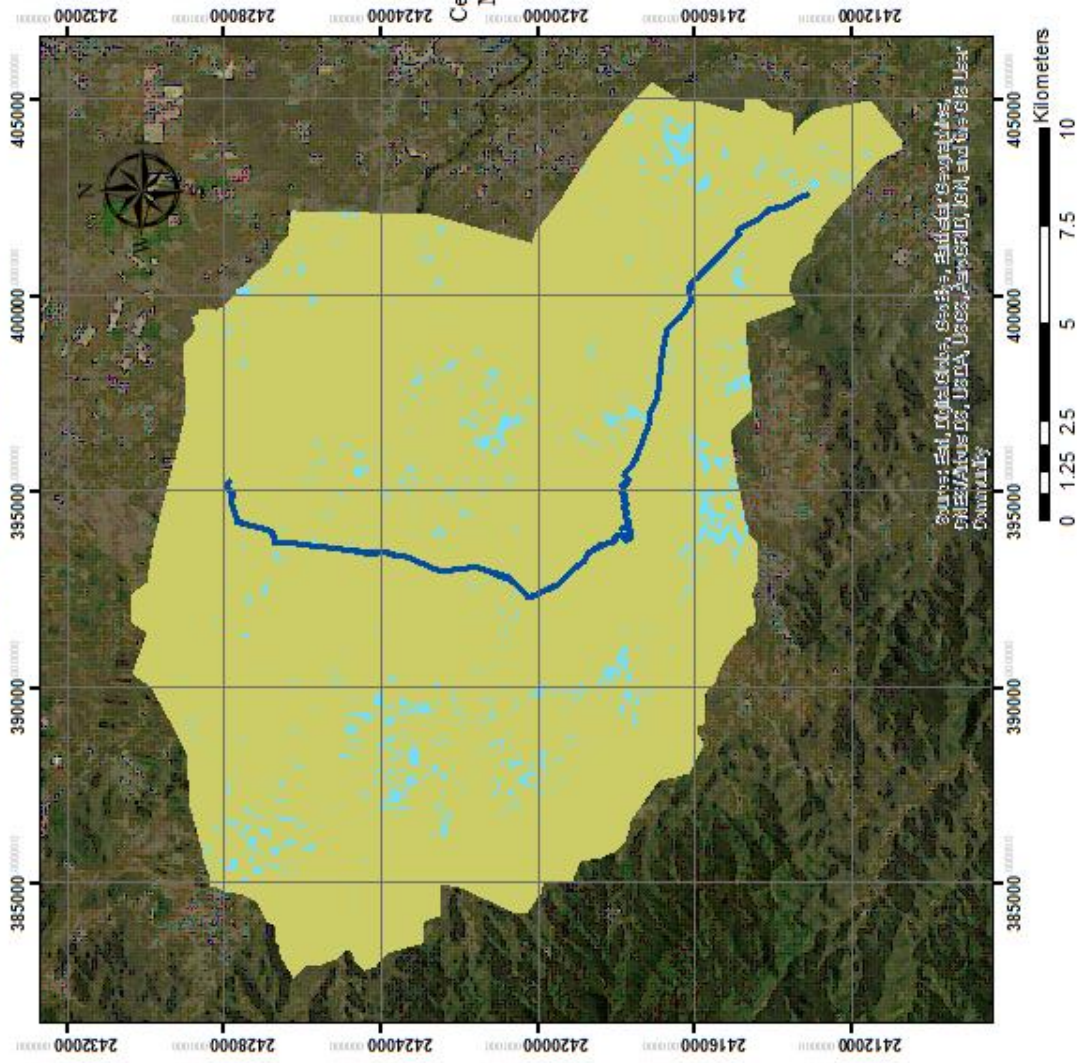


Figura 3.25 NDWI 2015 secas

NDWI 2015 LLUVIAS



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Si sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.26 NDWI 2015 lluvias

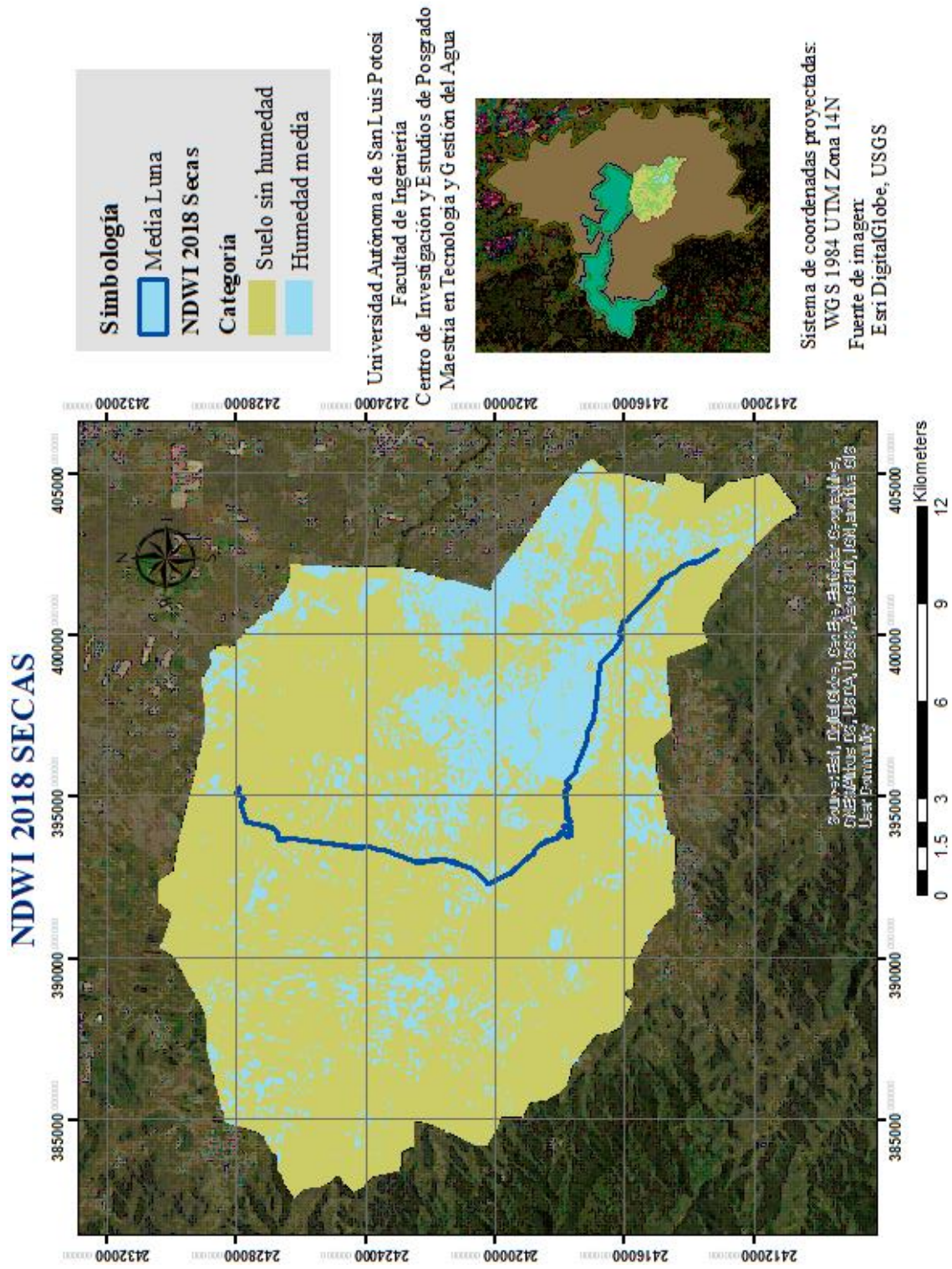


Figura 3.27 NDWI 2018 secas

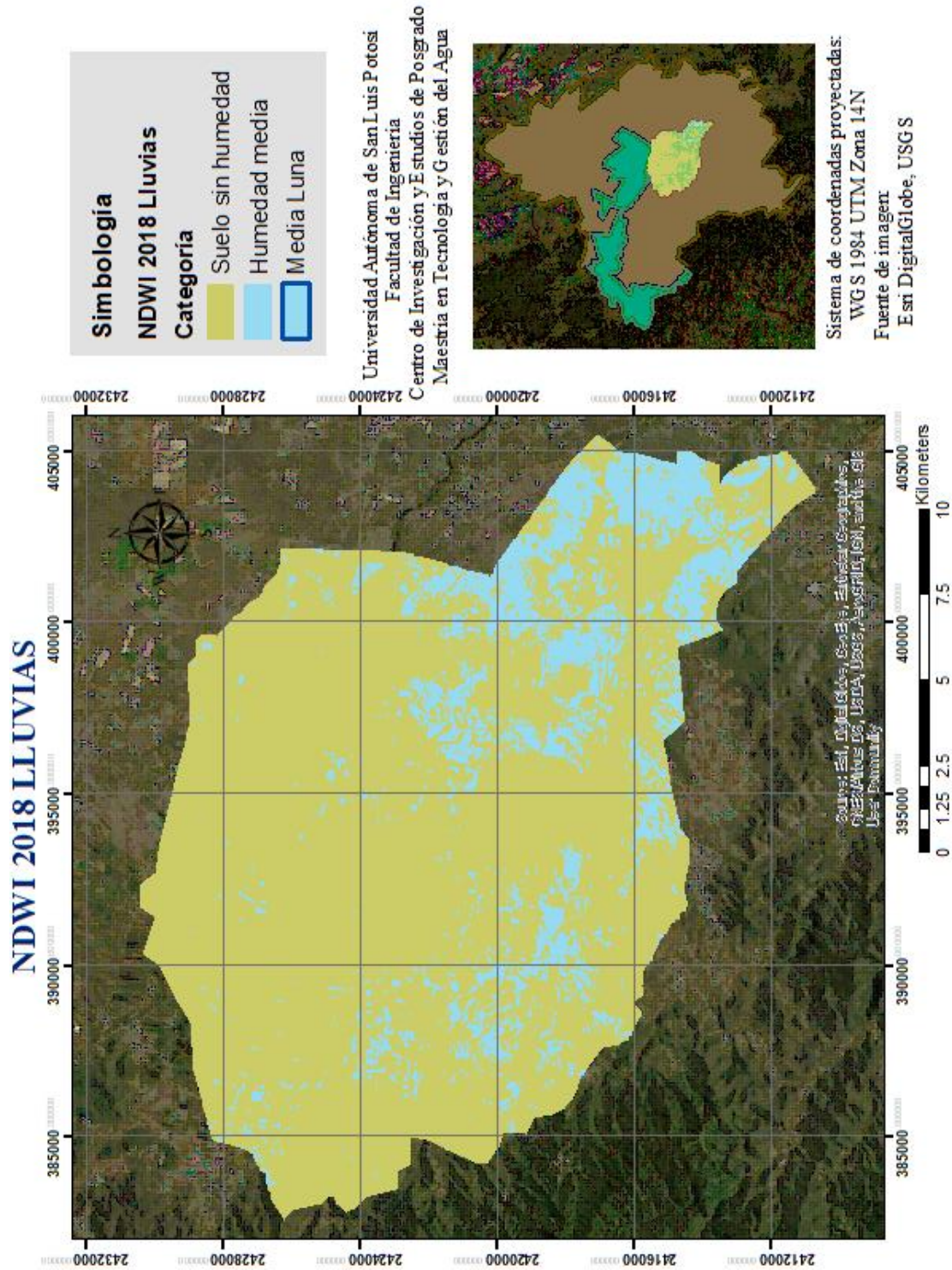
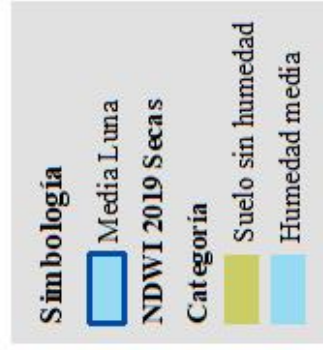
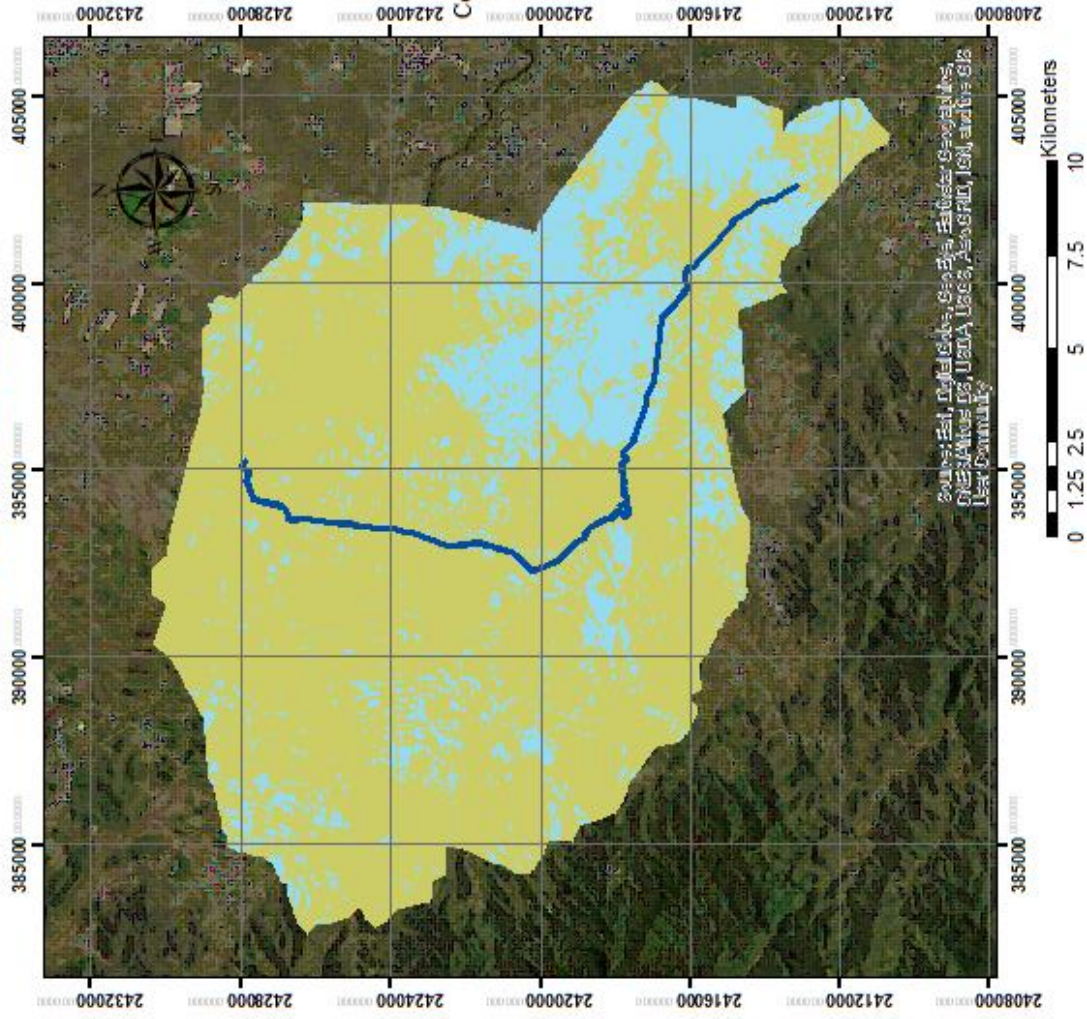
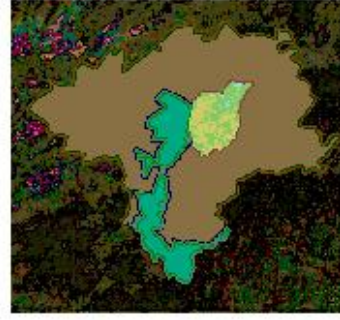


Figura 3.28 NDWI 2018 lluvias

NDWI 2019 SECAS



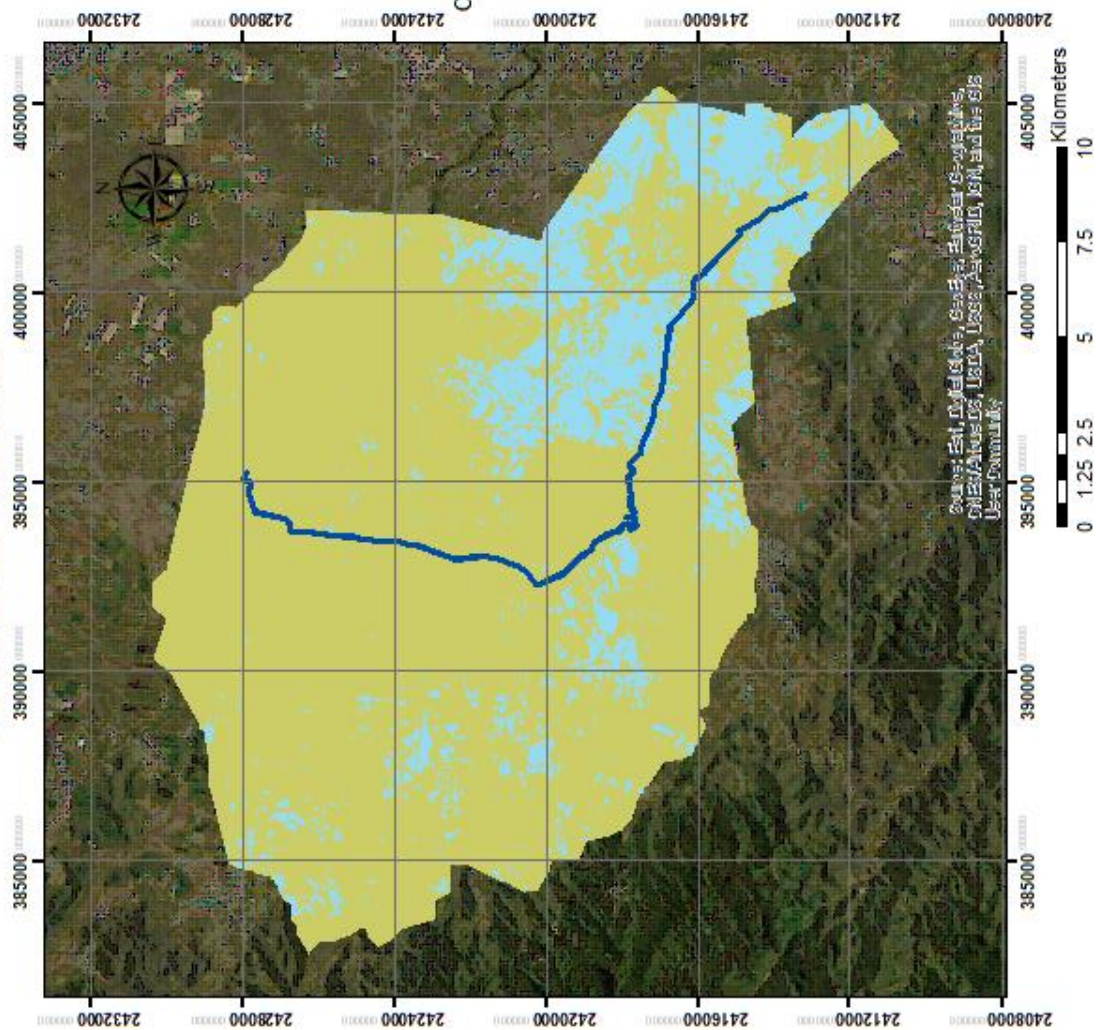
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Eri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.29 NDWI 2019 secas

NDWI 2019 LLUVIAS



Simbología	
	Media Luna
NDWI 2019 Lluvias	
Categoría	
	Suelo sin humedad
	Humedad media

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.30 NDWI 2019 lluvias

Con los resultados de los mapas por periodo y su clasificación, se calcula la superficie de cada una, agregando el parámetro en la tabla de atributos y realizando la suma con una tabla dinámica en excel. Los resultados cuantitativos del análisis se muestran en la tabla 3.2

Tabla 3.2 superficie NDWI				
NDWI	Temporada	Suelo sin humedad (km ²)	Humedad media (km ²)	Humedad alta (km ²)
NDWI 1990	Secas	149.083	116.586	0.0015
NDWI 1991	Lluvias	225.434	40.279	
NDWI 1995	Secas	257.271	8.469	0.0083
NDWI 1995	Lluvias	203.779	61.908	
NDWI 2000	Secas	180.520	85.177	
NDWI 2000	Lluvias	261.419	4.346	
NDWI 2002	Secas	264.743	1.026	
NDWI 2002	Lluvias	264.274	1.491	
NDWI 2010	Secas	234.789	30.962	
NDWI 2015	Secas	252.136	13.612	
NDWI 2015	Lluvias	221.322	44.385	
NDWI 2018	Secas	205.339	60.356	
NDWI 2018	Lluvias	221.323	44.384	
NDWI 2019	Secas	202.366	63.334	
NDWI 2019	Lluvias	218.5657	47.1496	

Se mencionó anteriormente la relación de NDWI con la evapotranspiración potencial, que es la cantidad máxima teórica de agua que puede evaporarse desde un suelo completamente cubierto de vegetación y constantemente abastecido de agua, esta se puede usar como un indicado de humedad o aridez (IGN, 2013). Los resultados de NDWI se pueden usar junto con los productos de cambio NDVI para evaluar el contexto de las áreas de cambio aparente.

3.4. Cálculo de la evapotranspiración

La evapotranspiración es la combinación de los fenómenos de evaporación desde la superficie del suelo y la transpiración de la vegetación, por lo que la evapotranspiración real, que es la cantidad de agua que vuelve a la atmósfera por evaporación y transpiración, lo que significa que es la suma de la cantidad de vapor de agua evaporada por el suelo y transpirada por las plantas durante un período determinado, bajo las condiciones meteorológicas y de humedad de suelo existentes. El principal factor que determina la evapotranspiración real es la humedad del suelo, el cual puede retener agua conforme con la capacidad de retención específica de cada tipo de terreno. La humedad del suelo es

generalmente alimentada por la infiltración, y constituye una reserva de agua a ser consumida por la evaporación del suelo y las plantas (UNICEN, 2004).

En este estudio la temporada de lluvias inicia en mayo hasta septiembre y la temporada de secas de enero a marzo, para la evapotranspiración se realiza de manera anual. Los datos se obtienen por el método de Turc, este método está basado en la precipitación y la temperatura. La ecuación fue establecida comparando las precipitaciones y la escorrentía total de 254 cuencas con diferentes características climáticas, esta ecuación 3.25 se utiliza para calcular la evapotranspiración anual en mm

$$E_{TRreal} = \frac{P}{\sqrt{0.90 + \frac{P^2}{L^2}}}$$

Ecuación 3.25 método de Turc

E_{TRreal} es la evaporación real en mm/año, P es la precipitación del año considerada en mm y L es una constante que depende de la temperatura dada en °C, que se calcula con la ecuación 3.26 (Calderón L., 2017).

$$L = 300 + 25T + 0.005 T^3$$

Ecuación 3.26 constante auxiliar del método de Turc

De acuerdo a la ecuación 3.25, los datos requeridos son la precipitación y la temperatura, que se obtuvieron de CLICOM y CONAGUA de los años 1990 al 2019, en este caso calculados por periodos, para poder establecer las características de los mismos periodos de tiempo que en las imágenes satelitales. En los años 1990 a 2014 se tienen los datos de las estaciones 24045 Nogales Oscuro, 24050 Paredes, 24062 Rioverde (OBS), 24097 Vigas, 24110 Ojo de agua seco, 24114 Rioverde (DGE), 24129 Prom. Agrop. 023, 24171 Huizachal, 24172 Manantial de la Media Luna, 24193 San José de Tapanco, y de 2015 a 2019 de las estaciones Rioverde y Cd. Fernández de CONAGUA, sin embargo, había faltante de algunos datos, y para tener los datos completos se utilizó el método de la relación normalizada. En este método la lluvia faltante en una estación, se estima a partir de los valores observados en dos o más estaciones auxiliares cercanas, situadas alrededor de la estación incompleta, que contengan los registros faltantes.

En el Método de la Relación Normalizada, los valores observados en las estaciones auxiliares son ponderados mediante las relaciones o cocientes a la precipitación media correspondiente. Es decir, que el dato faltante mensual P_x se calcula mediante la ecuación 3.27

$$P_x = \frac{1}{n} \left(\frac{N_x}{N_A} P_A + \frac{N_x}{N_B} P_B + \dots \frac{N_x}{N_N} P_N \right)$$

Ecuación 3.27 método de relación normalizada

Donde P_x es la precipitación del mes o año faltante, n el número de estaciones auxiliares, por lo menos dos, N_x es la lluvia promedio de mes o año de la estación faltante, N_A , N_B , N_N es la lluvia promedio del mes o año de las estaciones auxiliares, P_A , P_B , P_N son las lluvias registradas en el mismo mes o año que el dato faltante en la estación estudiada (Preciado M., 2011). Para los registros faltantes de temperatura, se estima a partir del promedio de tres estaciones cercanas.

3.4.1 Cálculo de la evapotranspiración en los periodos de estudio

El periodo 2010 al 2014 obtuvo una mayor cantidad de evapotranspiración y el periodo más bajo fue durante del 2015 al 2019, pero es importante considerar que únicamente son dos estaciones, y el año 2019 está en curso.

Los resultados obtenidos, se muestran en la tabla 3.3

Tabla 3.3 evapotranspiración

Evapotranspiración por periodo	mm
1990-1994	16.2091
1995-1999	11.4565
2000-2001	10.9505
2002-2009	20.6498
2010-2014	23.8879
2015-2017	0.0066
2018	0.0177
2019	0.0033

3.5 Cálculo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado (NDVI)

El NDVI permite conocer si la vegetación es saludable, con algún grado de estrés o no hay cobertura vegetal (Huete A., 2002). El algoritmo del índice de vegetación se genera en base a los valores de reflectividad. Este índice funciona con datos ubicados en longitudes de onda de $0.66 \mu\text{m}$ (rojo) a $0.86 \mu\text{m}$ (NIR), porque en la región roja se observa una fuerte absorción por la presencia de pigmentos como la clorofila, mientras que la región NIR presenta altas reflectancias relacionadas con la estructura de la planta.

El NDVI también se utiliza para hacer un seguimiento de las sequías, supervisar y predecir la producción agrícola, ayudar en la predicción de las zonas con riesgo de incendio y cartografiar la desertización.

El primer paso consiste en convertir los valores numéricos digitales en valores de radiancia para todas las bandas, incluida la banda térmica 6. Para este propósito, se utiliza el software ENVI 4.7, que aplica la ecuación 3.28:

$$L_{\lambda} = G_{rescale} \times Q_{cal} + B_{rescale}$$

Ecuación 3.28 radiación espectral

donde L_{λ} es la radiación espectral en la apertura del sensor [$W / (m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$], $G_{rescale}$ es un factor de ganancia de reescalado específico de la banda [$(W / (m^2 sr \mu m)) / DN$], y $B_{rescale}$ es específico de la banda factor de sesgo de reescalado [$W / (m^2 sr \mu m)$]

El cálculo de la reflectancia se genera para las bandas 1, 2, 3, 4, 5 y 7, con la ecuación 3.29. Del mismo modo, para este proceso, utiliza ENVI 4.7 según la ecuación (Chander G., 2009)

$$\rho^{\lambda} = \frac{\pi L_{\lambda} d^2}{ESUN_{\lambda} \sin \theta}$$

Ecuación 3.29 reflectancia para imágenes Landsat 5

donde ρ^{λ} es la reflectancia planetaria (sin unidades), d es la distancia tierra-sol en unidades astronómicas, $ESUN_{\lambda}$ es la irradiancia solar en unidades de $W / (m^2 \cdot \mu m)$ y θ es la elevación del sol en grados.

Para calcular la temperatura de la superficie (ST) se utiliza la ecuación 3.30, los valores del brillo de la banda 6 se utilizaron para trabajar el algoritmo de normalización de emisividad de ENVI 4.7. Este algoritmo genera valores de ST en Kelvin (K). Inmediatamente, los valores de K se convirtieron en grados Celsius ($^{\circ}C$). El algoritmo para la ST se basa en (Chander G., 2009)

$$ST = \frac{K_2}{\ln(K_1/L_{\lambda} + 1)}$$

Ecuación 3.30 temperatura superficial

donde ST es la temperatura de brillo del sensor en grados Kelvin, K_2 es la constante de calibración 2 en Kelvin y K_1 es la constante de calibración 1 en [$W / (m^2 sr \mu m)$] (Noyola-Medrano C., 2017).

En Landsat 8, para el cálculo de reflectancia, los datos se obtienen de los metadatos de la imagen obtenida del archivo con la extensión MTL, los valores ESUN no se proporcionan porque no son necesarios para convertir los datos, ya que proporciona los coeficientes

necesarios para convertir a la radiancia y reflectancia de los números digitales cuantificados y calibrados (USGS, 2018). Se utiliza la ecuación 3.31

$$\rho_{\lambda} = \frac{M_p \times Q_{cal} + A_p}{\cos \theta_s}$$

Ecuación 3.31 reflectancia para imágenes Landsat 8

Donde ρ_{λ} es la reflectancia planetaria, con corrección del ángulo solar, M_p es el factor multiplicador de escala para cada banda que se obtiene de los metadatos de la imagen Reflectance_mult_band, A_p es el factor aditivo para cada banda que se obtiene de los metadatos de la imagen Reflectance_add_band, Q_{cal} es cada una de las bandas de la imagen, θ_s es el ángulo de zenith solar en radianes que se obtiene de los metadatos de la imagen Sun_elevation (CIAF, 2013)

Para obtener el índice NDVI, se utiliza la siguiente ecuación 3.32

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED}}$$

Ecuación 3.32 NDVI

donde ρ_{NIR} es 0.77–0.90 μm , que corresponde a la banda 4 de Landsat 5 TM y ρ_{RED} es 0.63–0.69 μm , que corresponde a la banda 3 de Landsat 5 TM. Para Landsat 8 OLI corresponde a ρ_{NIR} de 0.851-0.879 μm es la banda 5 y para ρ_{RED} de 0.636 – 0.673 μm es la banda 4 (NASA, Landsat science , 2019).

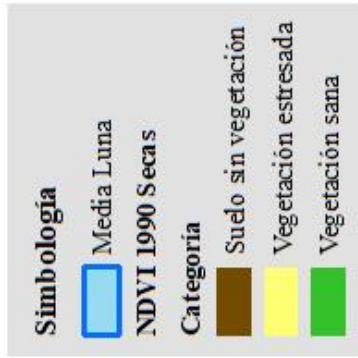
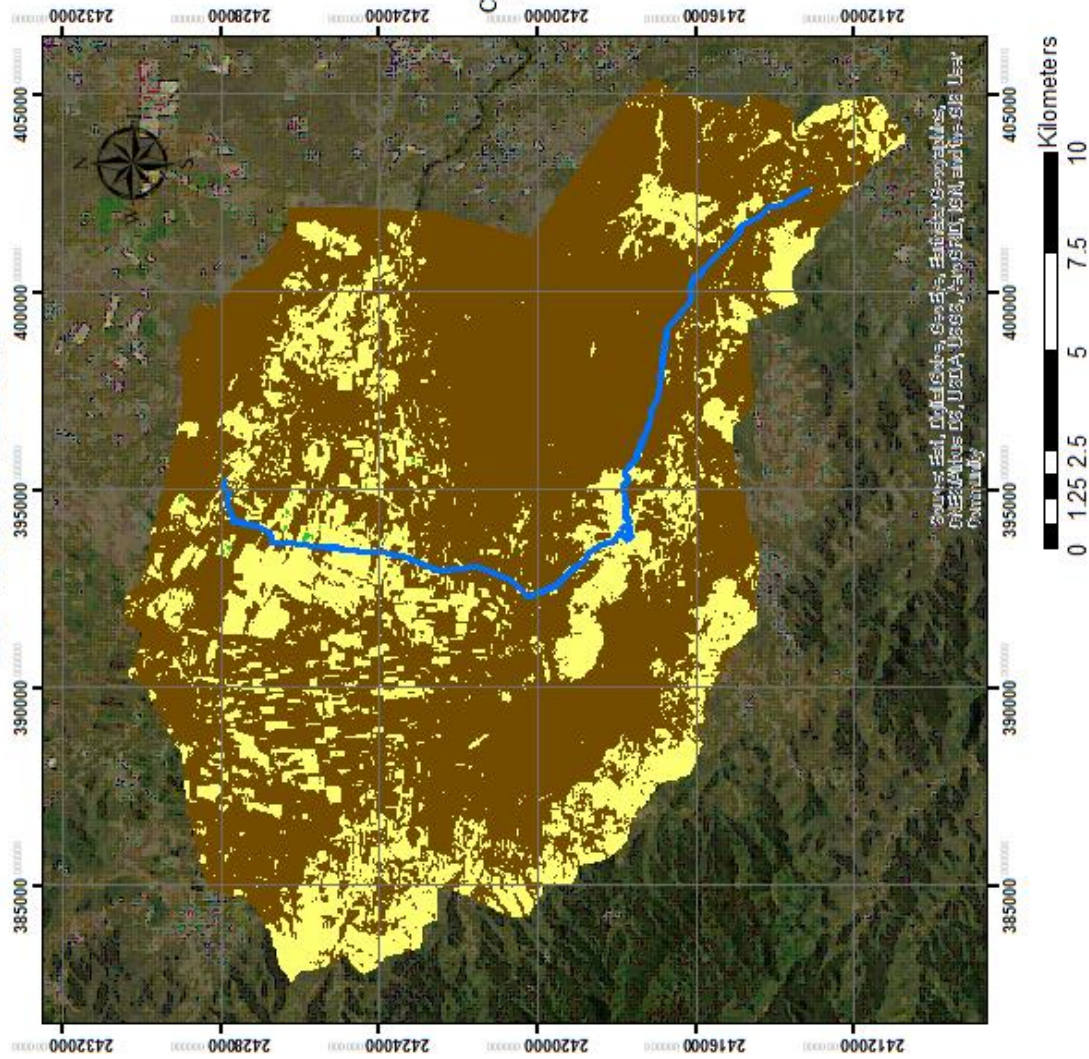
Los resultados de los cálculos de NDVI para un píxel dado deben oscilar entre -1 y $+1$. El valor de cero significa que no hay vegetación y los valores cercanos a $+1$ (0.8–0.9) indican la presencia de abundante follaje y una vegetación sana, ya que las hojas verdes suelen presentar una mejor reflexión en el rango de longitudes de onda cercanas al infrarrojo que en el rango de longitudes de onda visibles y cuando las hojas tienen sed o bien están enfermas o muertas, se vuelven más amarillas y se reflejan menos en el rango de longitudes de onda cercanas al infrarrojo, por lo que los valores altos indican bosques de zonas templadas y tropicales con valores de 0.6 a 0.8, valores moderados representan terrenos con arbustos y prados con valores de 0.2 a 0.3, los valores negativos representan nubes, agua y nieve, mientras que los valores cercanos a cero representan rocas y tierra desnuda.

3.5.1 Análisis del NDVI de los diferentes periodos de estudio (Lluvias-Secas)

Para este trabajo la obtención de imágenes de satélite, se utilizaron imágenes Landsat TM5 para los años 1990, 1995, 2000, 2002 y 2010, y de Landsat 8 OLI los años 2015, 2018 y 2019 para las estaciones de mayor volumen de precipitación (junio a septiembre) y de seca (enero a marzo). Las imágenes han sido obtenidas en USGS (Servicio Geológico de los Estados Unidos), para posteriormente en ENVI 4.7 realizar el tratamiento de imágenes y la integración final de los mapas se realiza en ArcGIS 10.2.

En las imágenes que se han procesado, la vegetación estresada tiene una mayor presencia en la zona de estudio, en los años 1990, 1991, 1995 (figuras 3.31, 3.32, 3.33 y 3.34), tienen una superficie mayor de suelo sin vegetación, y del 2002 a la fecha (figuras 3.37 a 3.45), se puede ver la zona urbana de Rioverde-Cd. Fernández. En el año 2000 (figura 3.36), en la temporada de lluvias, la vegetación sana es más marcada.

NDVI 1990 SECAS

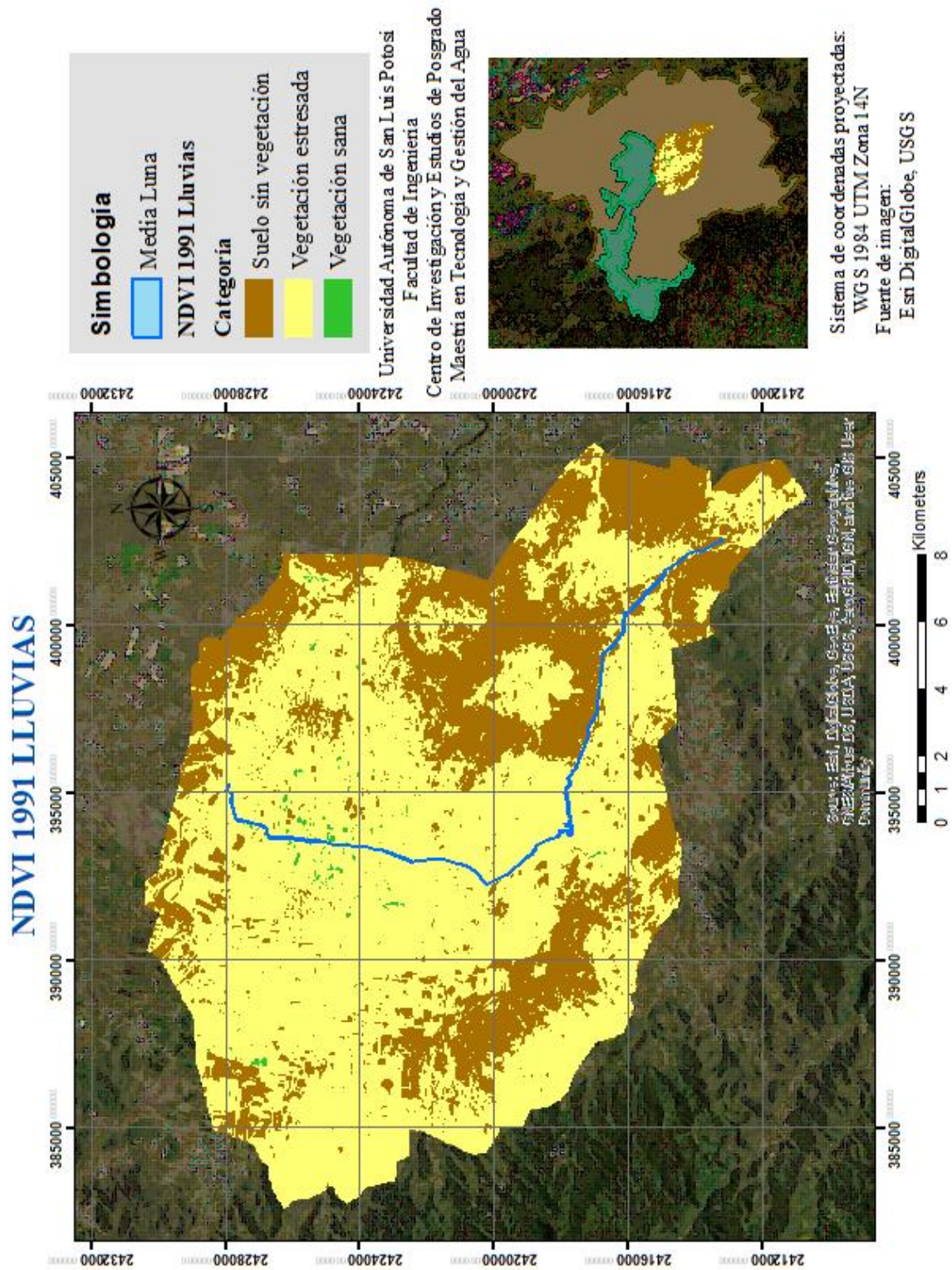


Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.31 NDVI 1990 secas



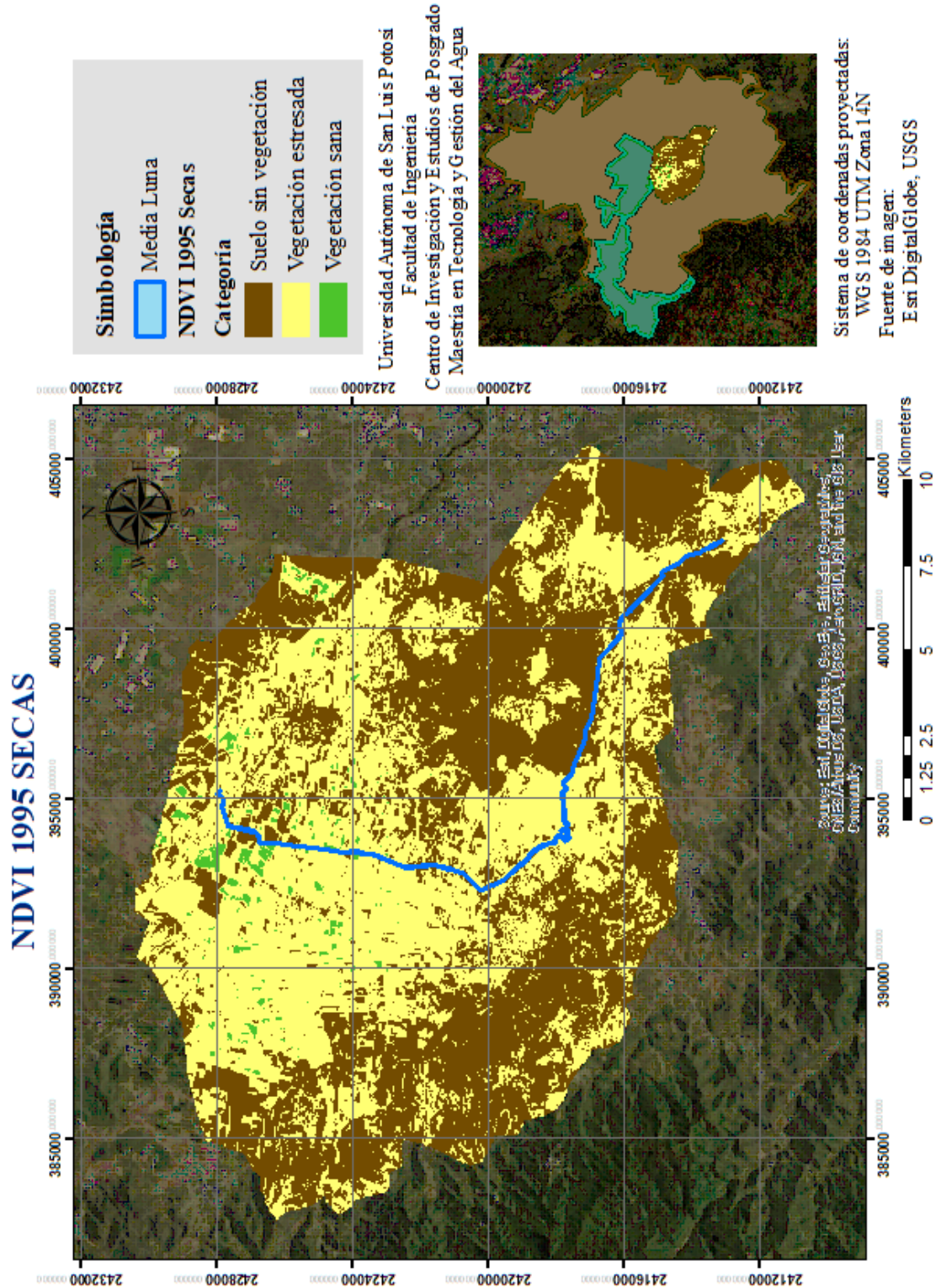


Figura 3.33 NDVI 1995 secas

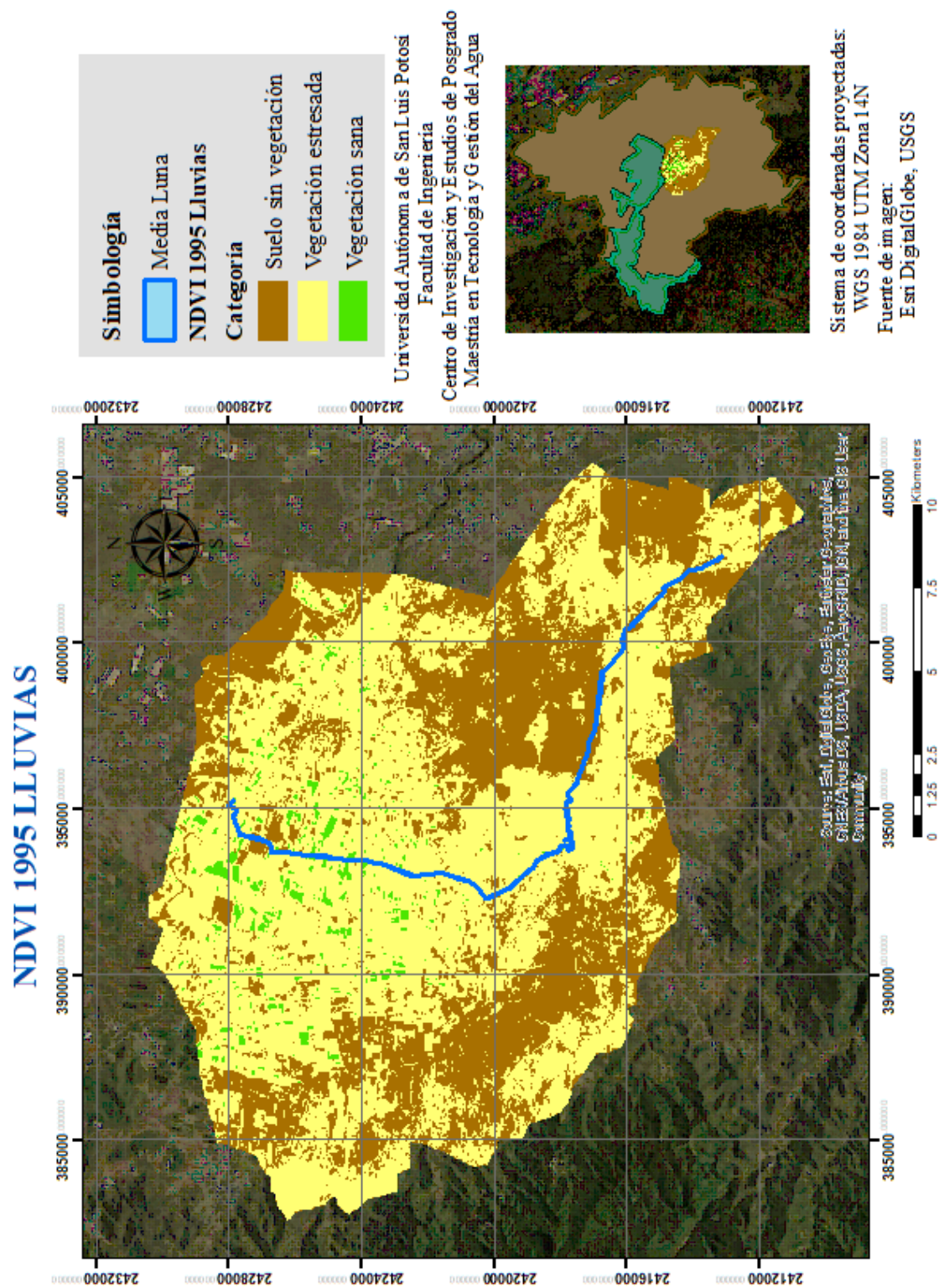


Figura 3.34 NDVI 1995 lluvias

Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

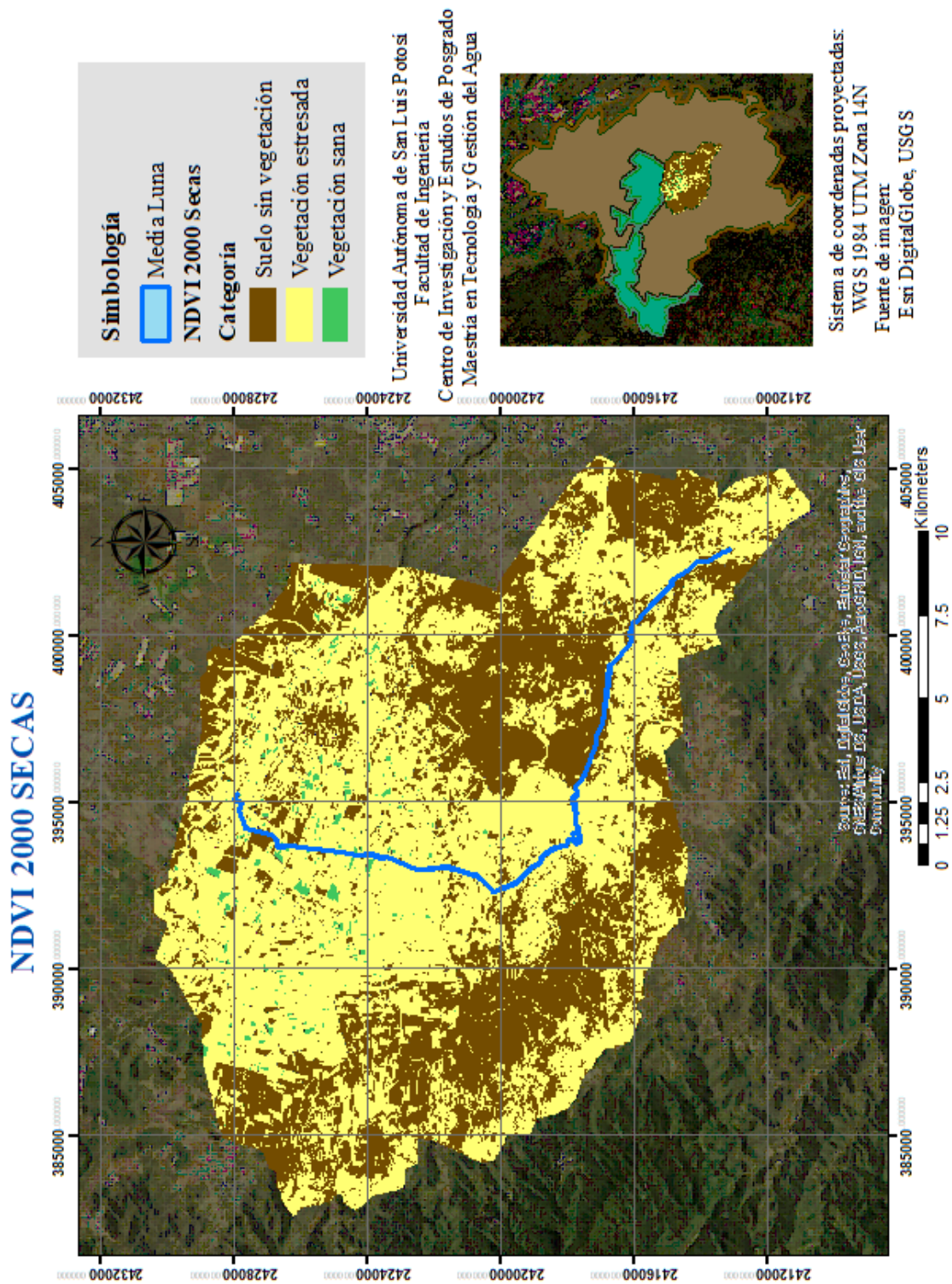


Figura 3.35 NDVI 2000 secas

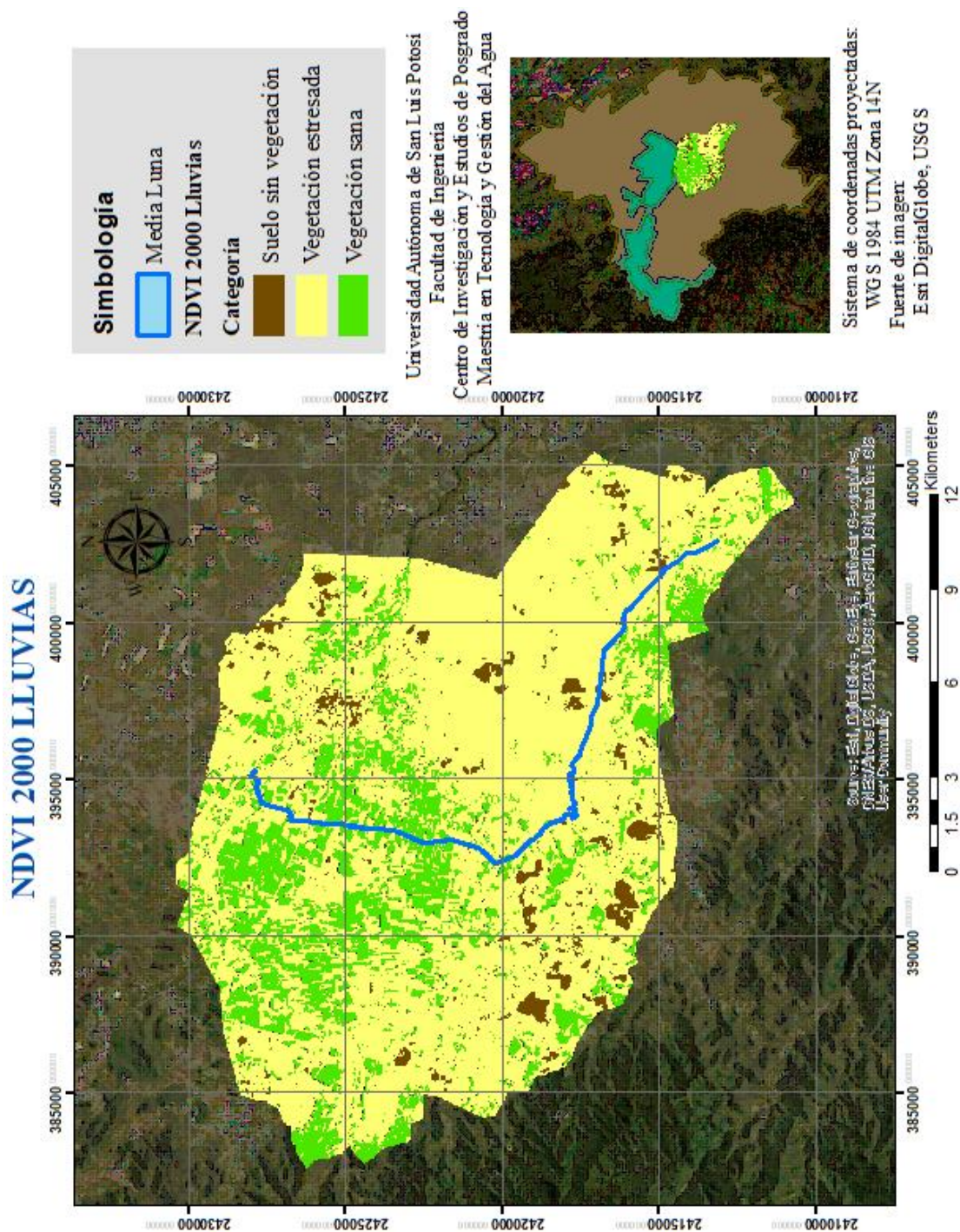
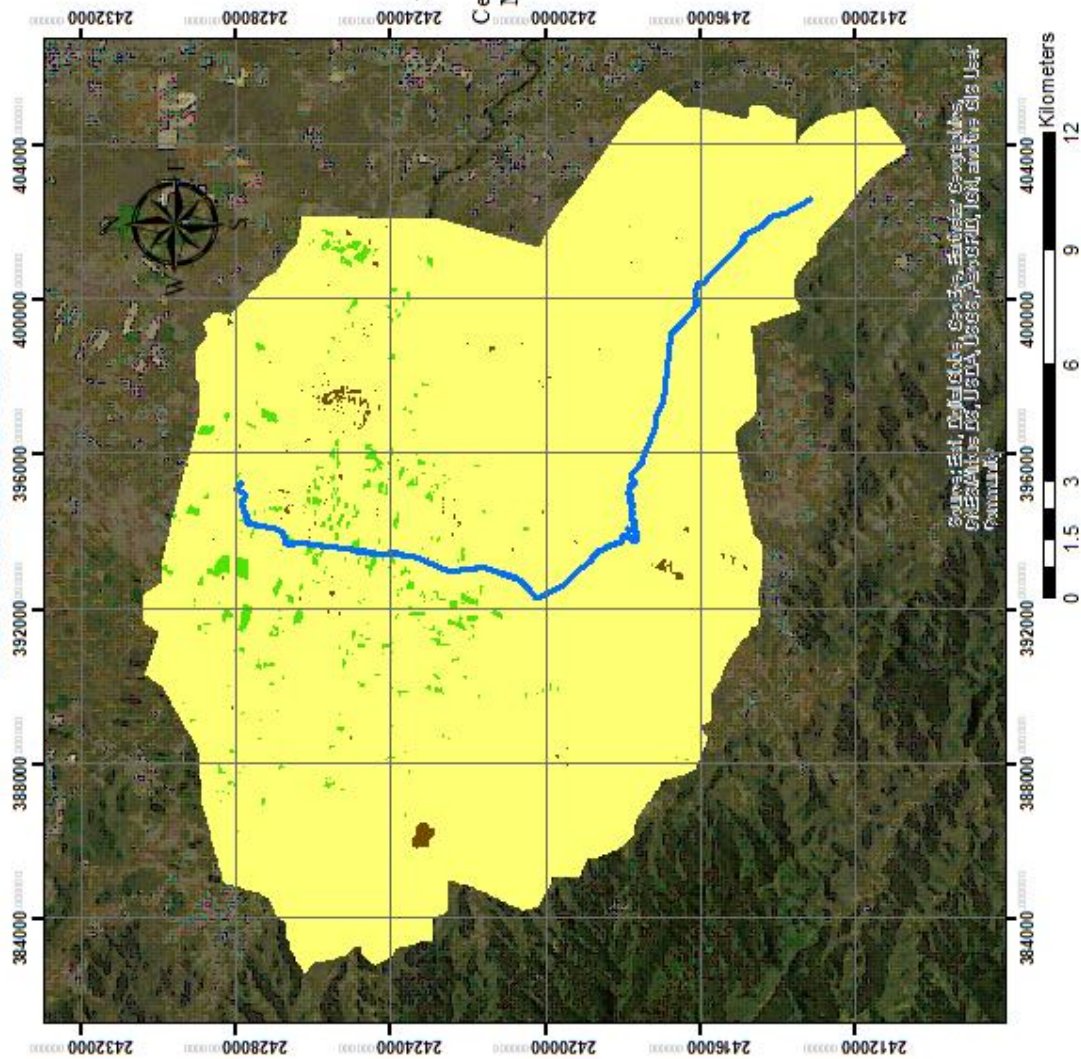


Figura 3.36 NDVI 2000 lluvias

NDVI 2002 SECAS



Simbología



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.37 NDVI 2002 secas

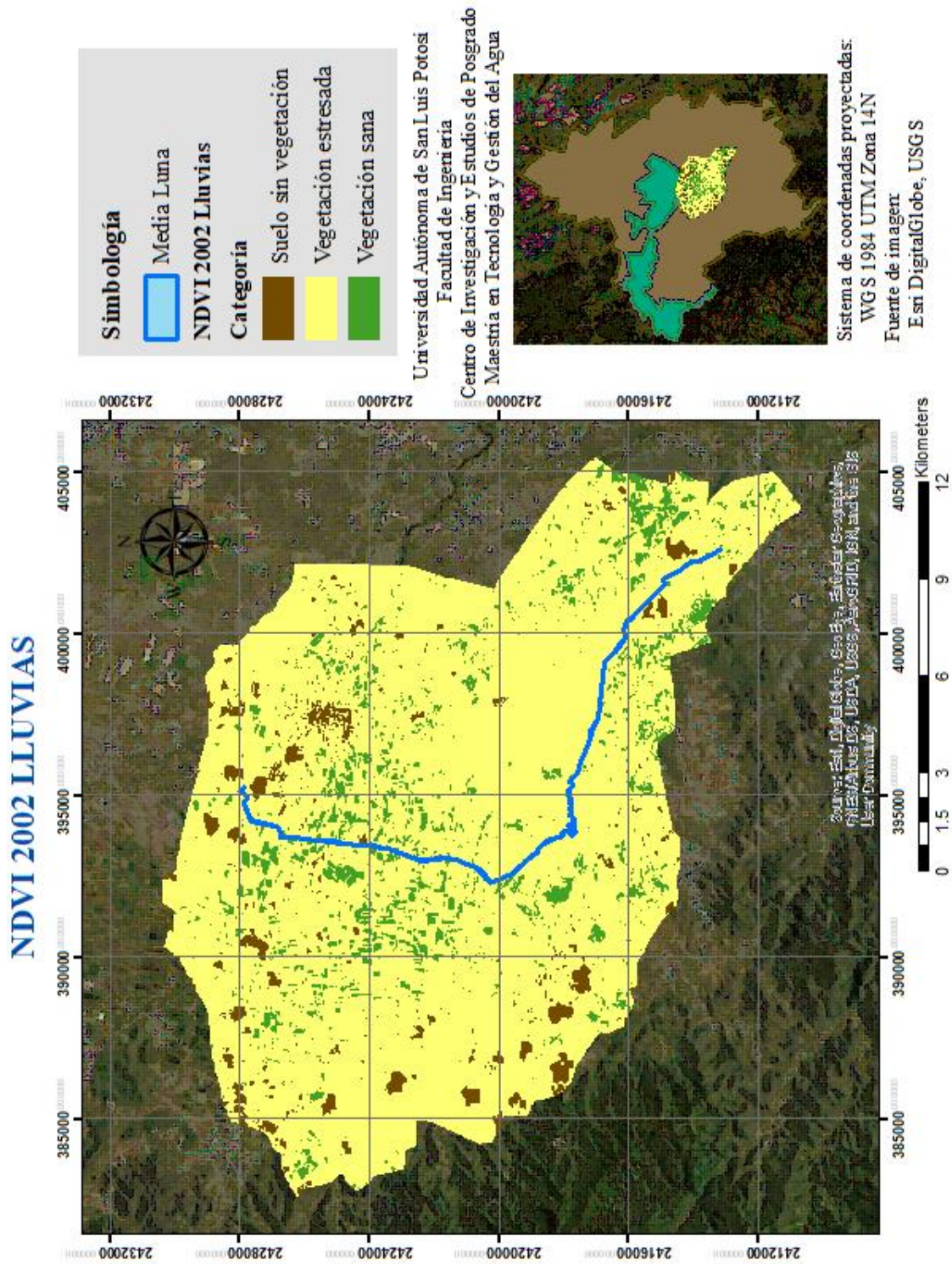


Figura 3.38 NDVI 2002 lluvias

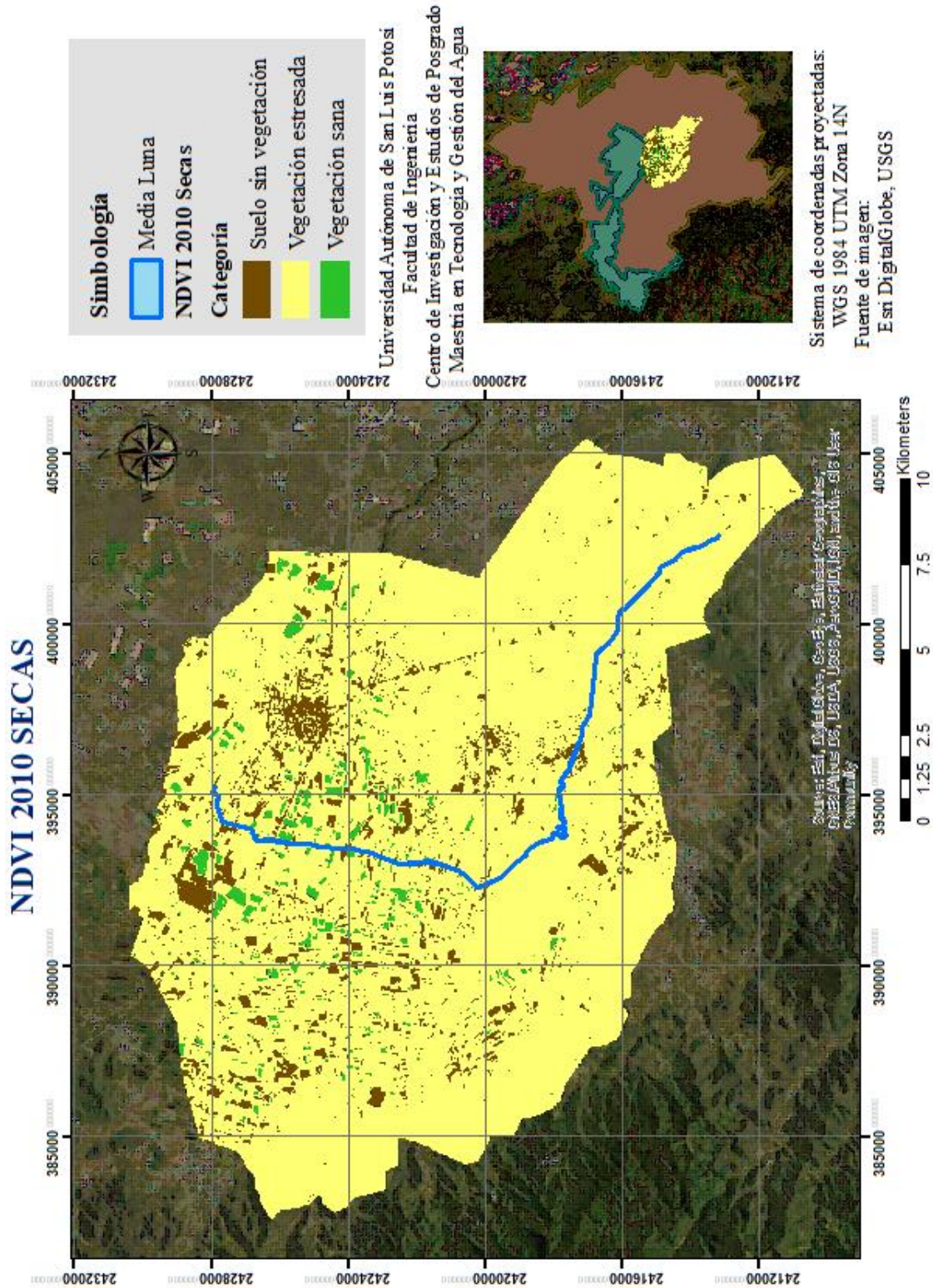


Figura 3.39 NDVI 2010 secas

NDVI 2015 LLUVIAS

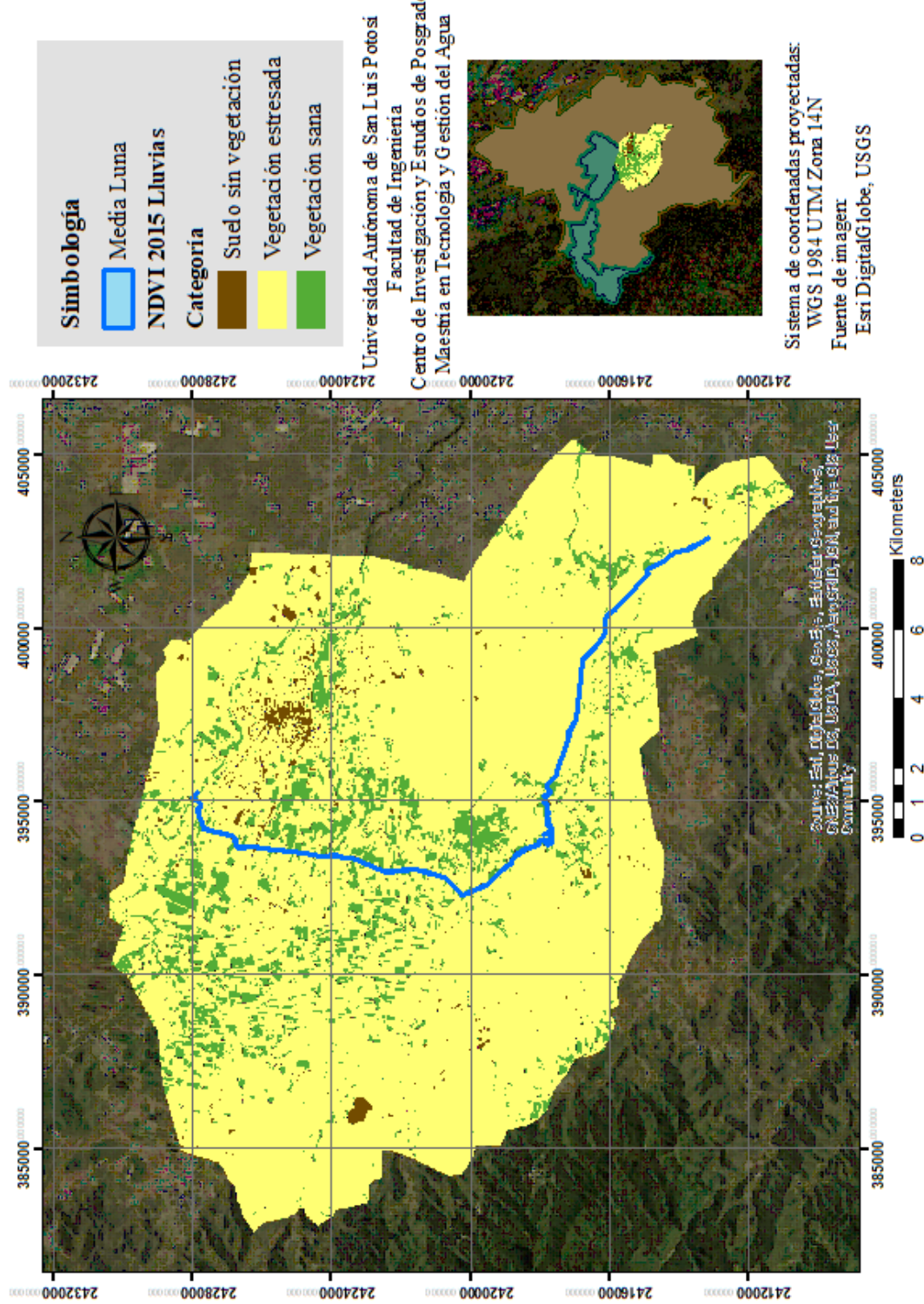
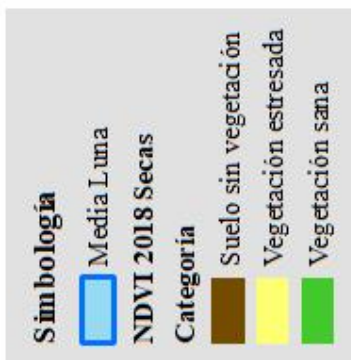
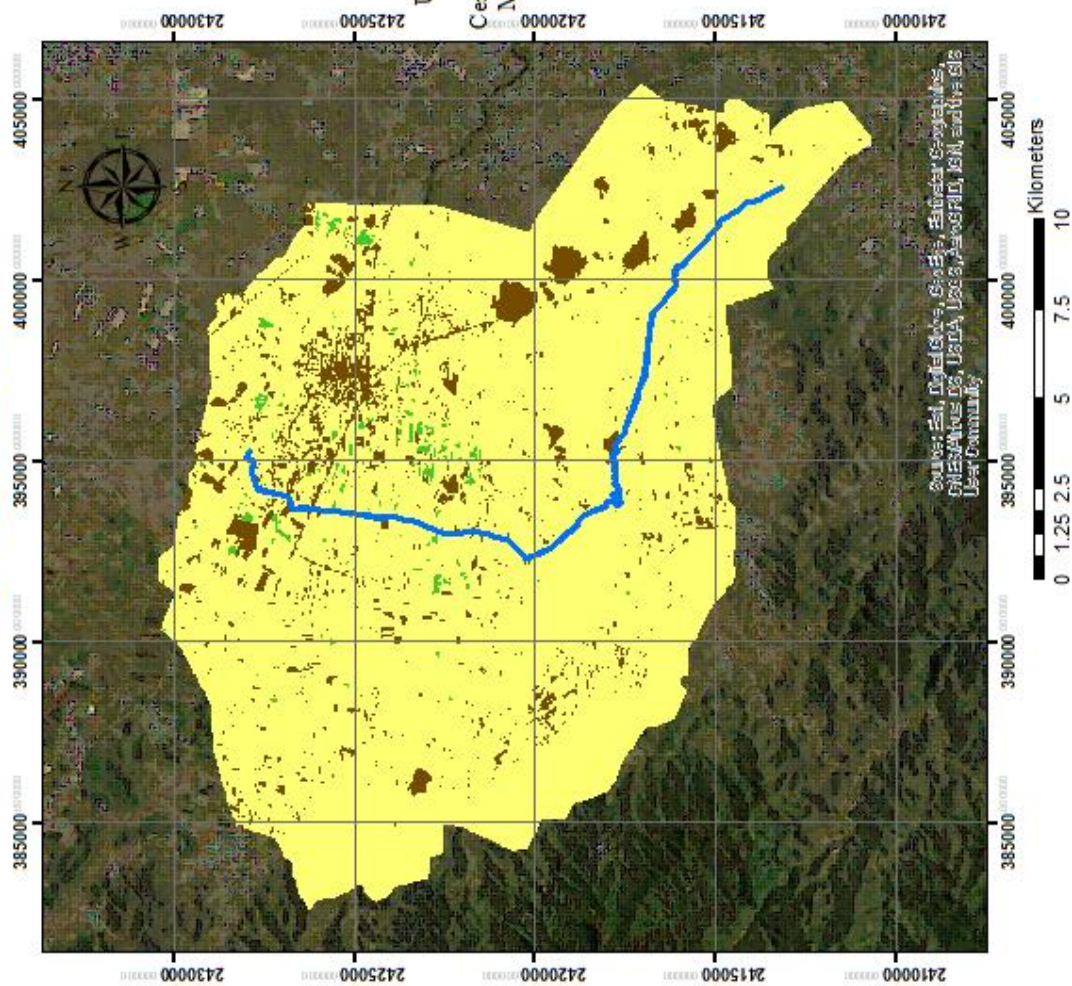


Figura 3.41 NDVI 2015 lluvias

NDVI 2018 SECAS



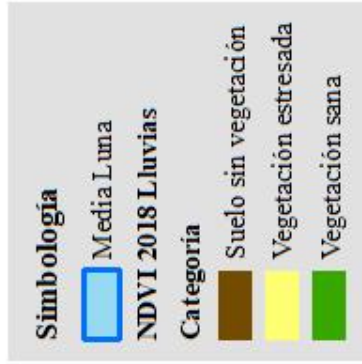
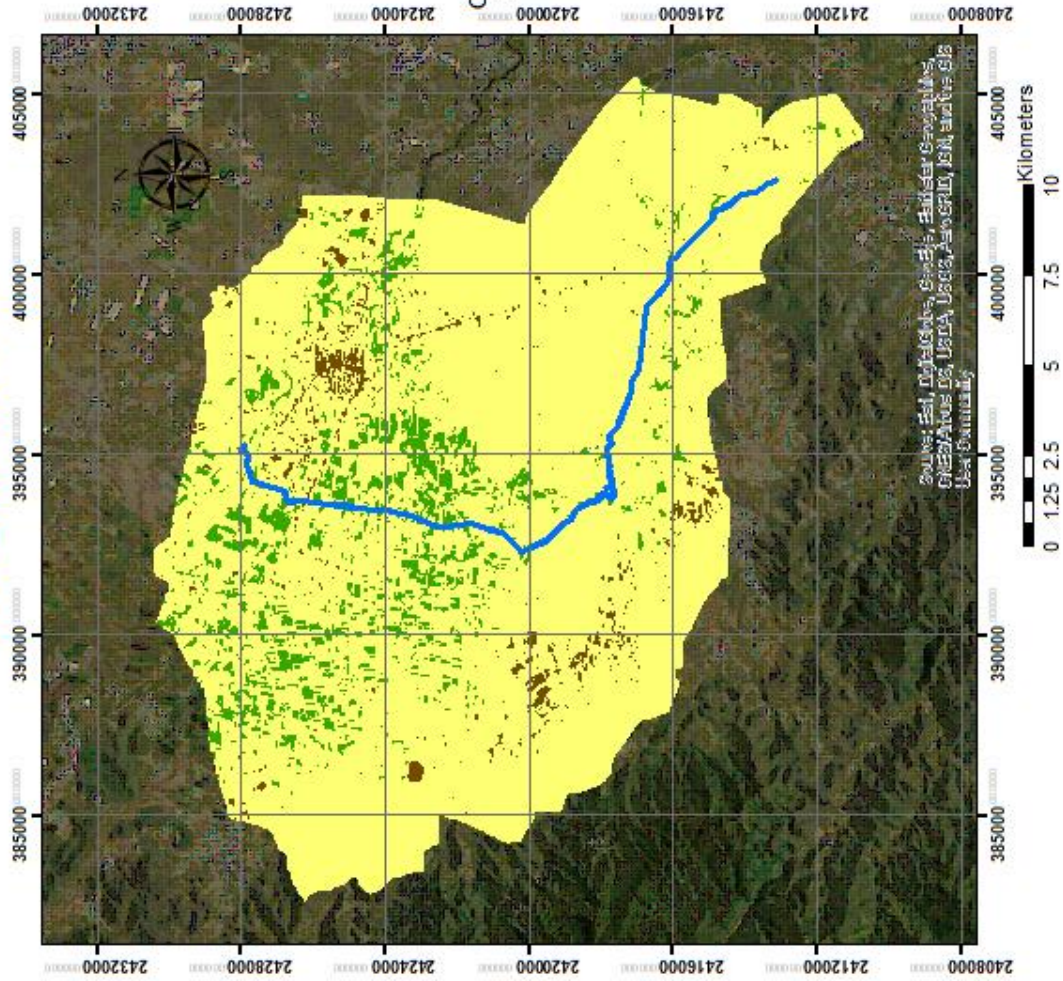
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.42 NDVI 2018 secas

NDVI 2018 LLUVIAS



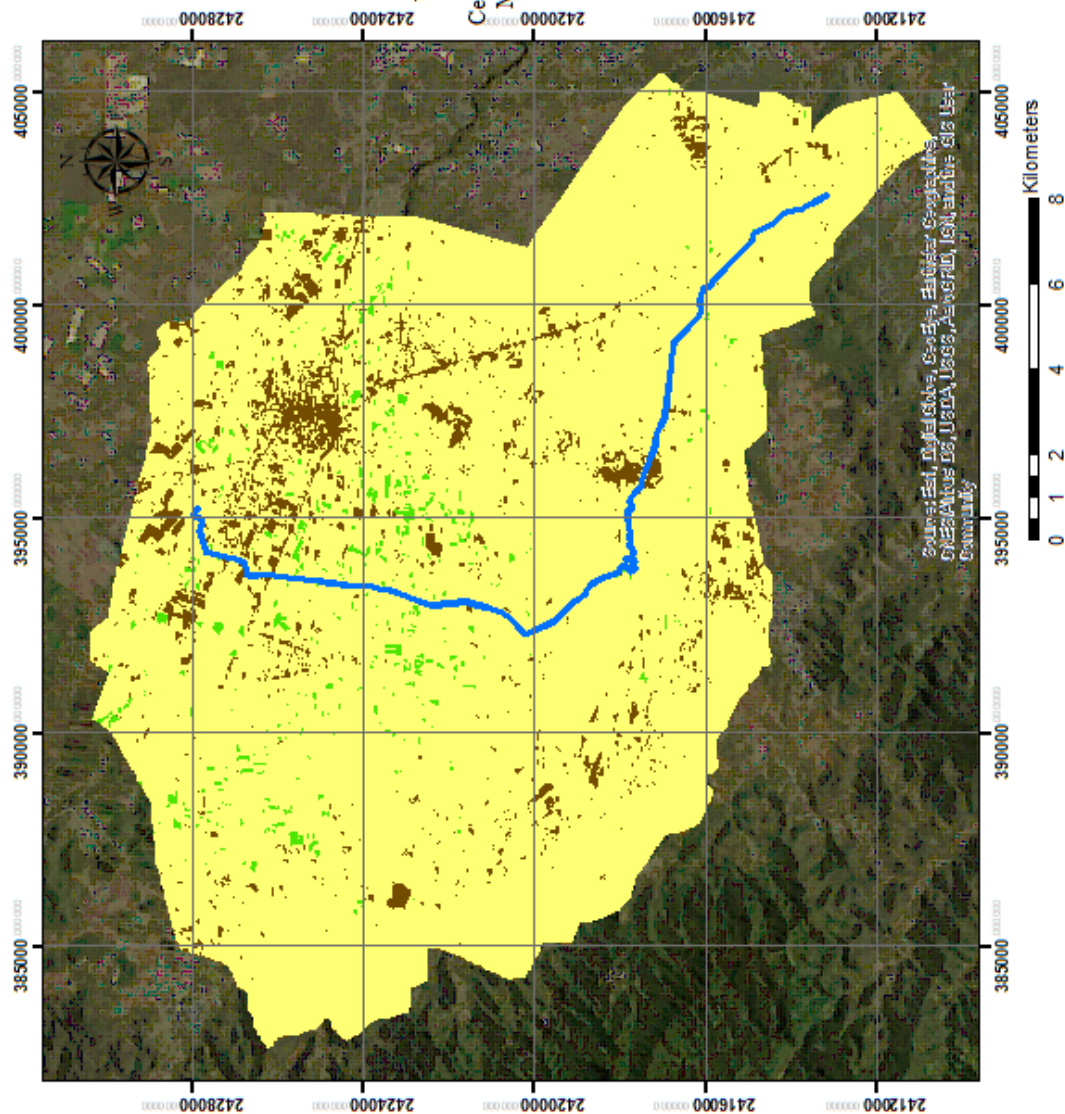
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esrí DigitalGlobe, USGS

Figura 3.43 NDVI 2018 lluvias

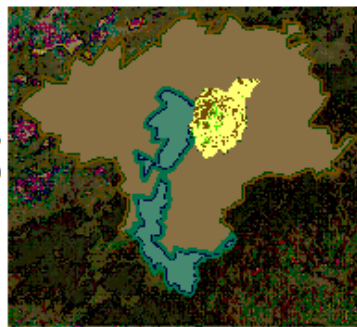
NDVI 2019 SECAS



Simbología



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.44 NDVI 2019 secas

Vegetación sana

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esi DigitalGlobe, USGS

Figura 3.45 NDVI 2019 lluvias

A continuación, se muestran en la tabla 3.4, los resultados de NDVI en temporada de secas y lluvias, clasificadas en suelo sin vegetación, vegetación estresada y vegetación sana, cuantificadas en km cuadrados.

Tabla 3.4 superficie NDVI

NDVI	Temporada	Suelo sin vegetación (km²)	Vegetación estresada (km²)	Vegetación sana (km²)
NDVI 1990	Secas	198.5899	66.8575	0.2524
NDVI 1991	Lluvias	84.3408	180.2377	1.132
NDVI 1995	Secas	128.3783	134.1026	3.1933
NDVI 1995	Lluvias	101.0031	159.3537	5.3187
NDVI 2000	Secas	106.899	155.7294	3.0564
NDVI 2000	Lluvias	11.3841	197.5195	56.7984
NDVI 2002	Secas	1.4341	259.7972	4.5306
NDVI 2002	Lluvias	10.9841	234.4346	20.2942
NDVI 2010	Secas	22.0996	236.2195	7.404
NDVI 2015	Secas	5.5567	240.8303	19.2684
NDVI 2015	Lluvias	3.8174	233.7802	28.1262
NDVI 2018	Secas	21.0373	242.2312	2.4565
NDVI 2018	Lluvias	6.7283	237.7758	21.2246
NDVI 2019	Secas	17.2674	244.4011	4.053
NDVI 2019	Lluvias	10.7538	251.605	3.3669

3.6 Proceso de clasificación supervisada al conjunto de datos vectoriales y matriciales de la cartografía del uso de suelo

Las técnicas de clasificación de imágenes digitales se usan para agrupar píxeles con valores similares en varias bandas de imágenes. Los métodos comunes son el no-supervisado, el supervisado y el basado en algún objeto. En la clasificación supervisada, el usuario elige ejemplares representativos para cada clase en la imagen digital, estas clases se llaman sitios de entrenamiento. La programación de clasificación de imágenes usa los sitios de entrenamiento para identificar las clases en la imagen entera y está basada en la clasificación definida por las firmas espectrales en una imagen de Landsat (ARSET, 2017).

El método de mínima distancia es un tipo de clasificación supervisada, este método clasifica un píxel en la categoría más cercana a él, es decir, en aquella que minimice la distancia entre ese píxel y el centroide de clase. Esta distancia no es una distancia geográfica sino espectral consecuencia de comparar los ND (número digital) de cada píxel con los del centro de las distintas categorías, para todas las bandas que intervienen en el

análisis. Existen varias formas de medir esta distancia espectral entre píxeles y clases, pero la más empleada es la distancia euclídea, con la ecuación 3.33.

$$d_{ij}^k = \sqrt{\sum_{n=1}^{N \text{ bands}} (x_{ij}^n - \bar{x}_{ij}^k)^2}$$

Ecuación 3.33 distancia euclídea

Donde k es el número de clases, x_{ij} es el valor de cada píxel en la banda n, y $\bar{x}_{ij}$ es el valor de la media aritmética de la clase k en la banda n. Los subíndices (i, j) corresponden al número de fila y número de columna en cada píxel de la imagen.

Una vez determinadas las distancias a cada clase, se toma la mínima de todas ellas, y se asigna el píxel correspondiente a la clase más próxima (es decir, a la clase para la cual la distancia es menor).

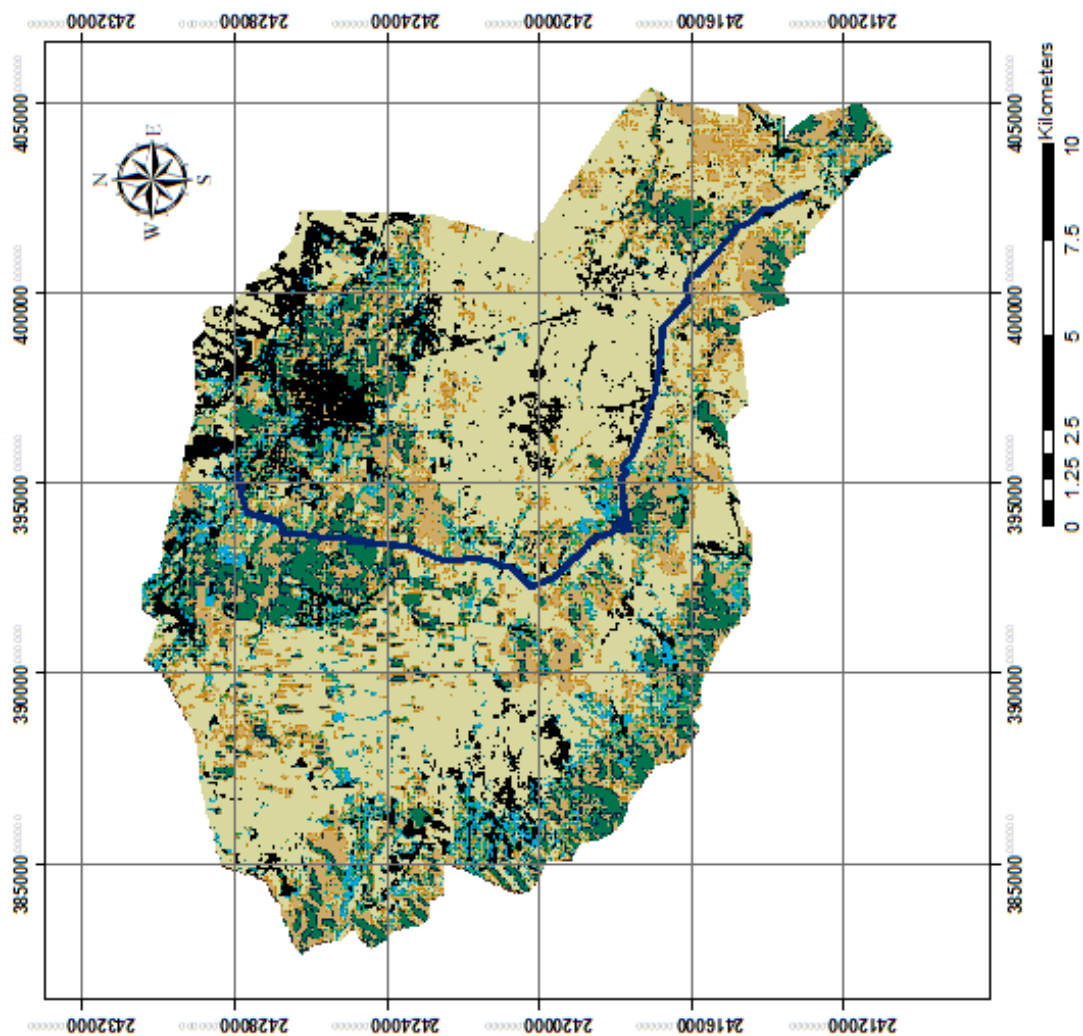
Este algoritmo es relativamente rápido de ejecutar y no deja ningún píxel sin clasificar puesto que siempre existe una clase más cercana (Yebeles A., 2016).

3.6.1 Análisis de la clasificación de uso de suelo de la zona en los diferentes periodos de estudio

El uso de suelo se realizó mediante una clasificación supervisada por el método de mínima distancia en ENVI 4.7, previamente mediante un vector se crea la región de interés, para crear una máscara y finalmente el recorte de la zona de estudio. Posteriormente en overlay se elige la región de interés y en la herramienta ROI, se marca la opción zoom, de esta manera se van seleccionando píxeles que representen cada clasificación. Se tomo como base para la clasificación de uso suelo del municipio de Rioverde de INEGI 2016, considerando matorral, bosque, cuerpos de agua, suelo agrícola y zona urbana. Para distinguir la diferencia entre cada clasificación, se crea la combinación de colores RGB adecuada para cada una, así como el color que indique el uso de suelo, en agua se utilizó la combinación de colores 3, 4, 5, en bosque y matorral 4, 3, 2, en agrícola 5, 4, 3 y en la zona urbana 3, 4, 5. En este caso se consideró realizar la clasificación de uso de suelo de manera anual, la mayoría de las imágenes en temporada de lluvias, mostraban gran cantidad de nubes que no permiten obtener un resultado confiable.

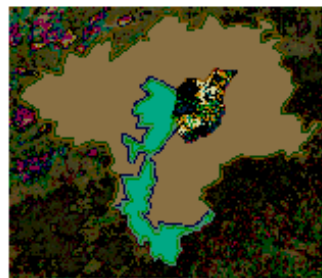
En las figuras 3.46 a la 3.55, está representado el agua en color azul, el bosque con color verde, el agrícola en café, el matorral en color rojo y la zona urbana en color negro. La clasificación en los años 1990 se nota una mayor cantidad de bosque, en los años 2000, 2002 se incrementa la zona agrícola y a partir del año 2010 se observa una superficie con mayor densidad de zona urbana.

USO DE SUELO 1990



Simbología	
	Media Luna
	Sin clasificación
	Bosque
	Matorral
	Agua
	Agrícola
	Zona Urbana

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.46 uso de suelo 1990

USO DE SUELO 1991

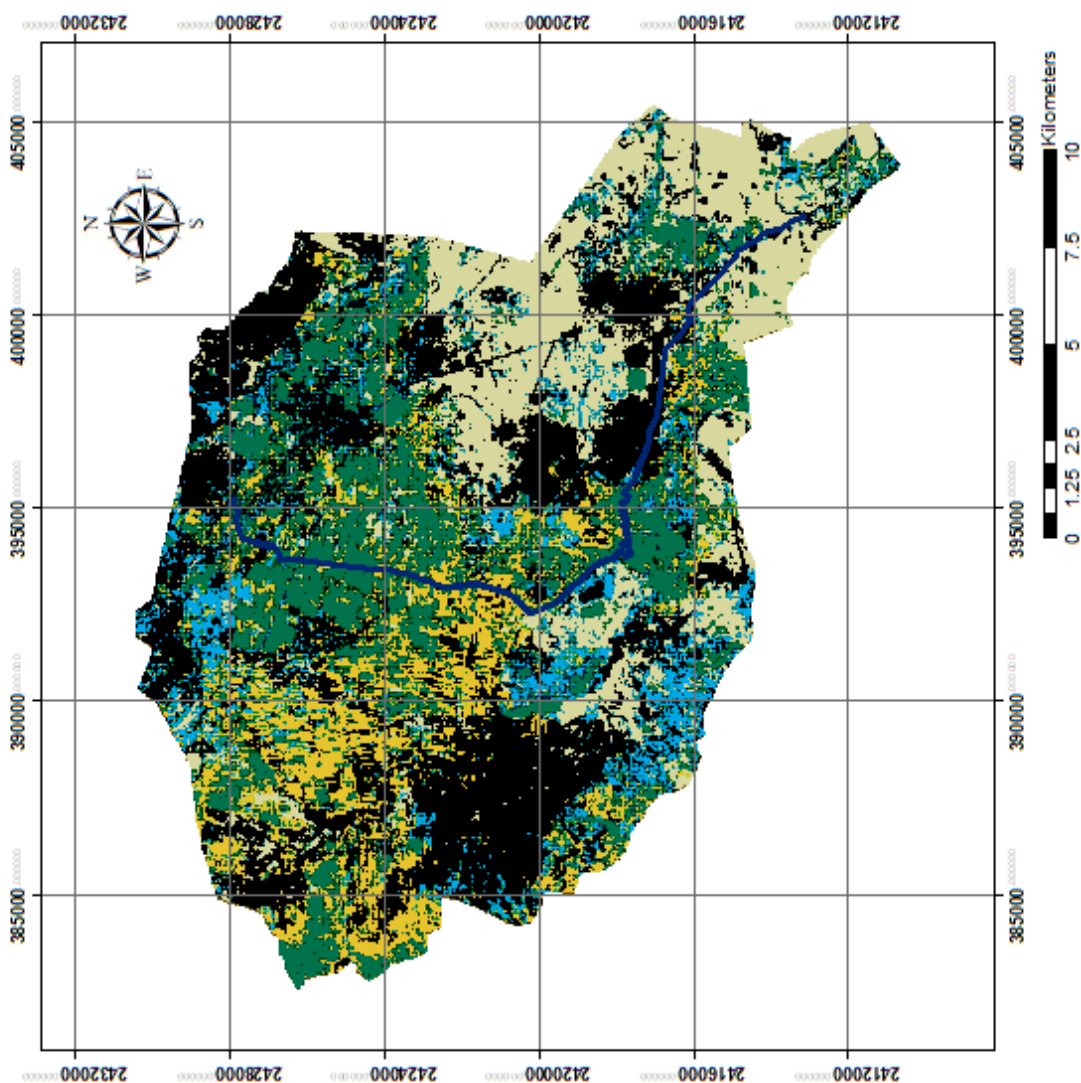
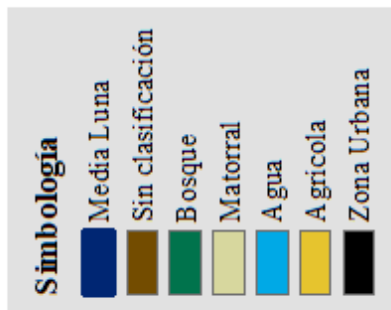
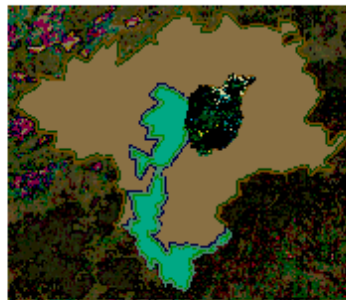


Figura 3.47 uso de suelo 1991



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

USO DE SUELO 1995

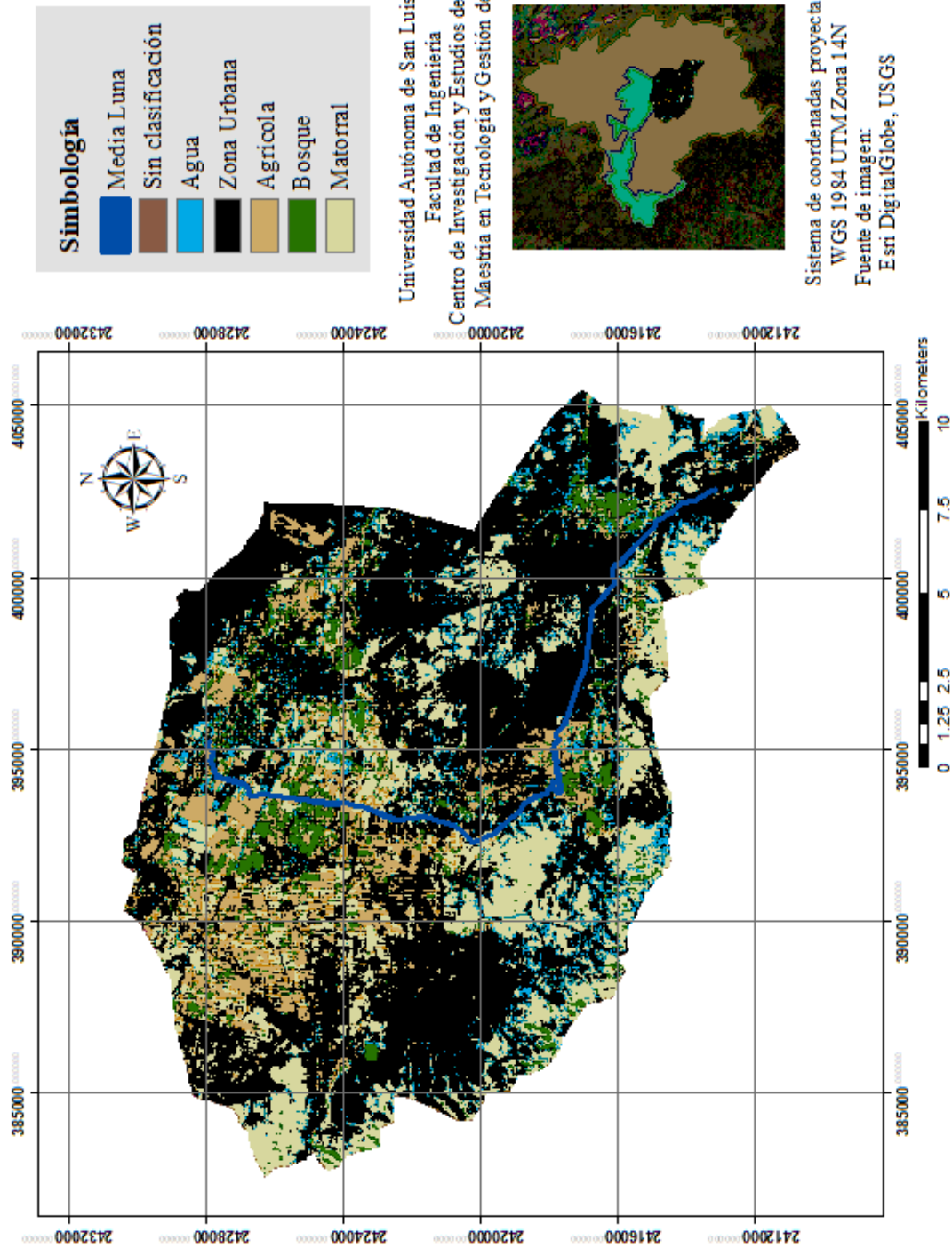
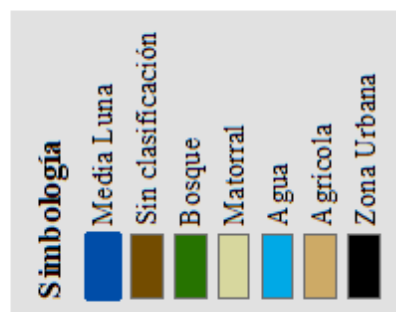
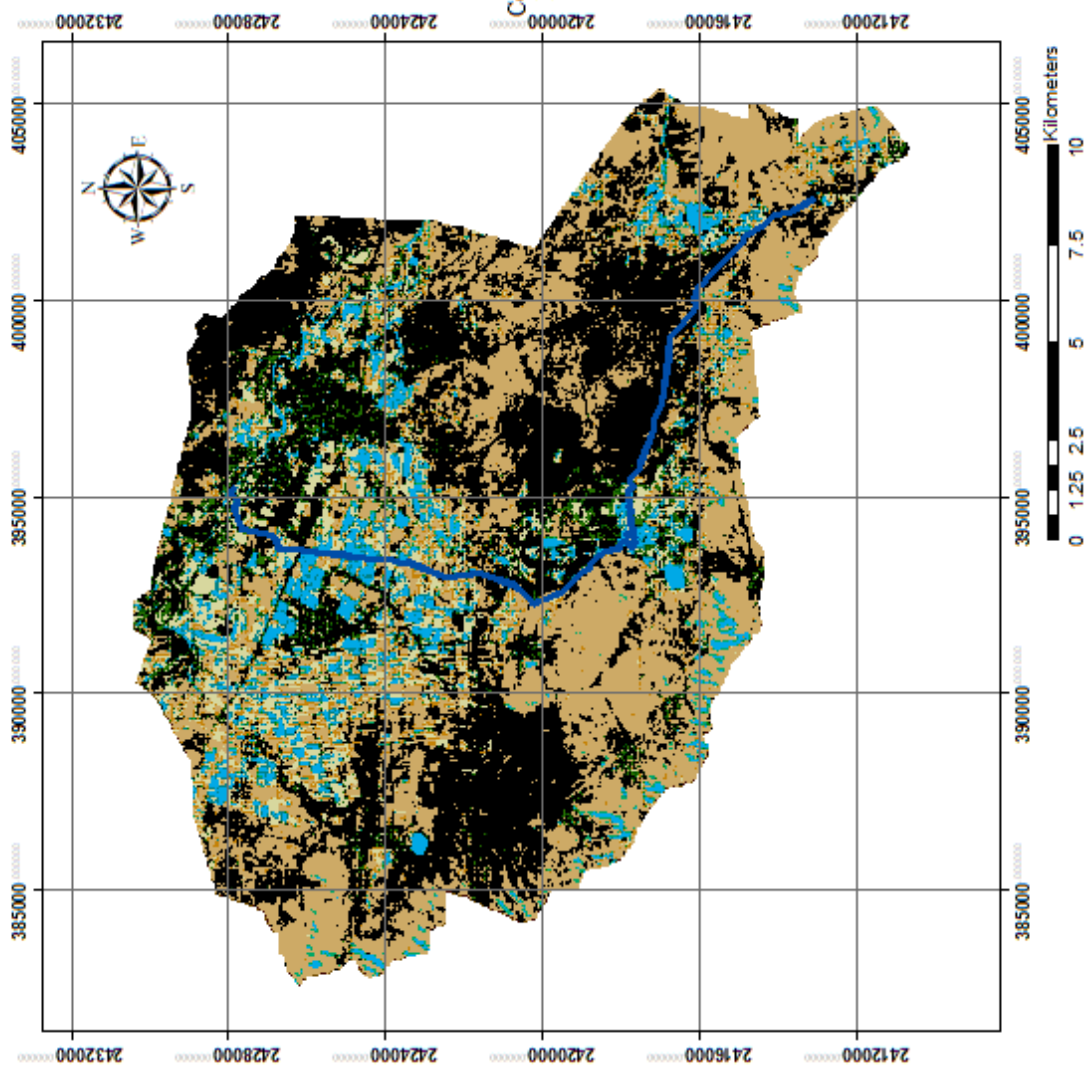
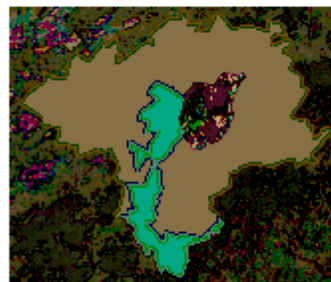


Figura 3.48 uso de suelo 1995

USO DE SUELO 2000



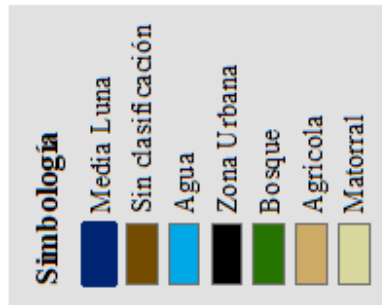
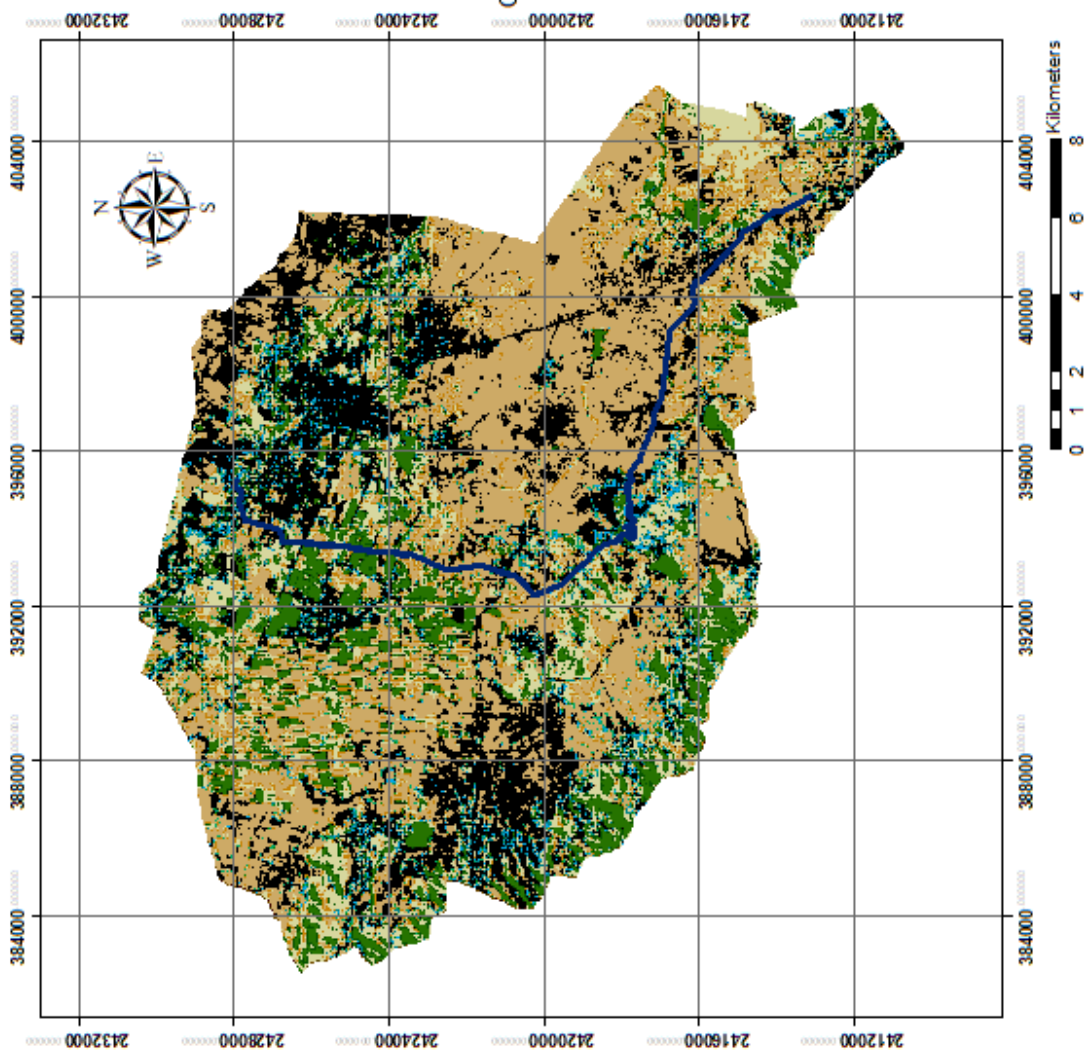
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



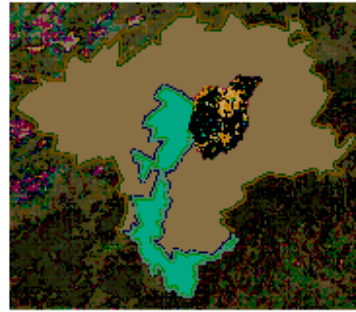
Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esrri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.49 uso de suelo 2000

USO DE SUELO 2002



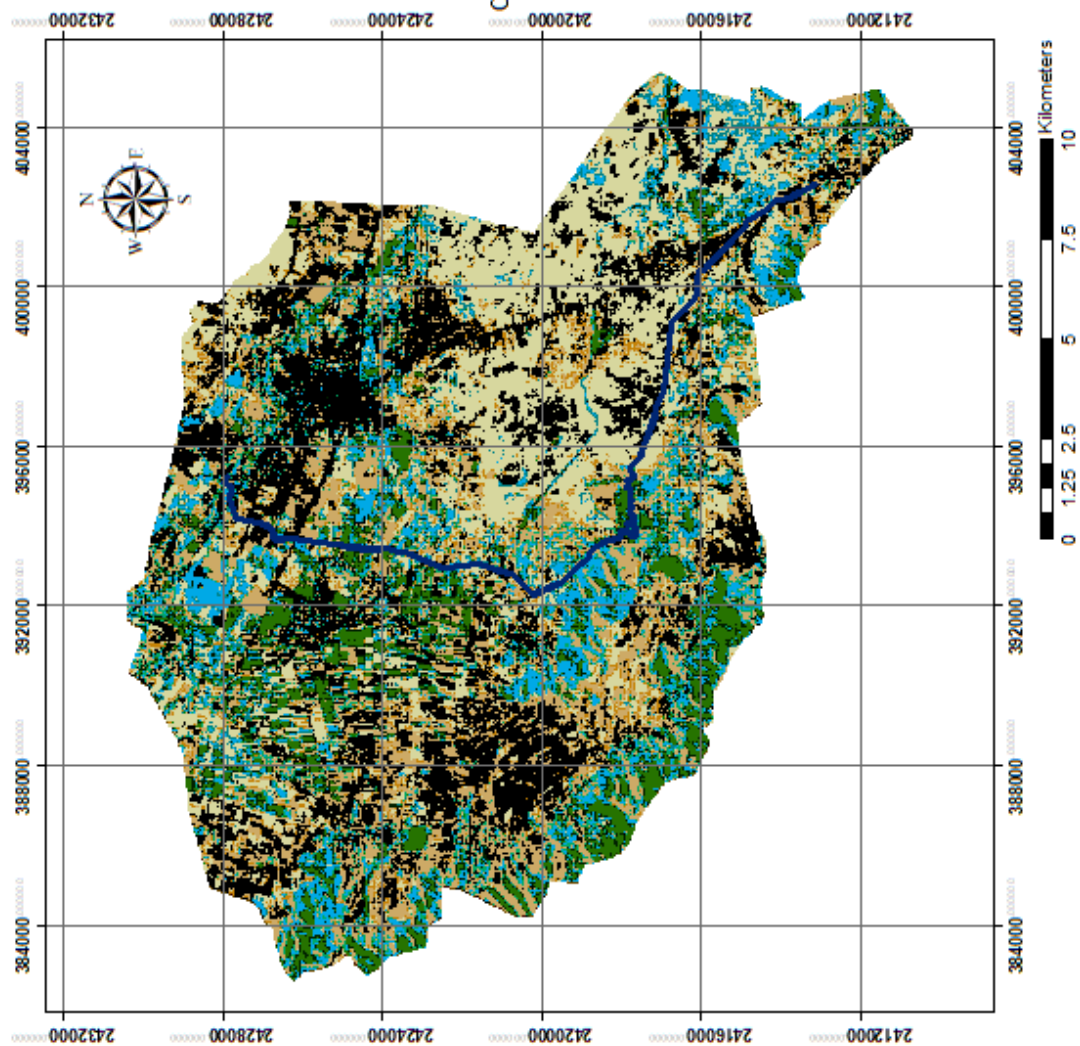
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
E sri DigitalGlobe, USGS

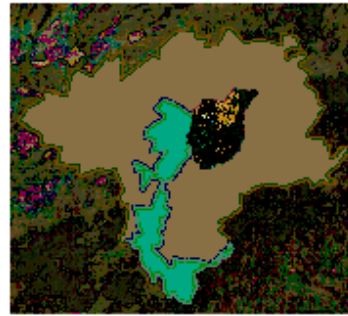
Figura 3.50 uso de suelo 2002

USO DE SUELO 2010



Simbología	
	Media Luna
	Sin clasificación
	Agua
	Zona Urbana
	Bosque
	Matorral
	Agrícola

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.51 uso de suelo 2010

USO DE SUELO 2015

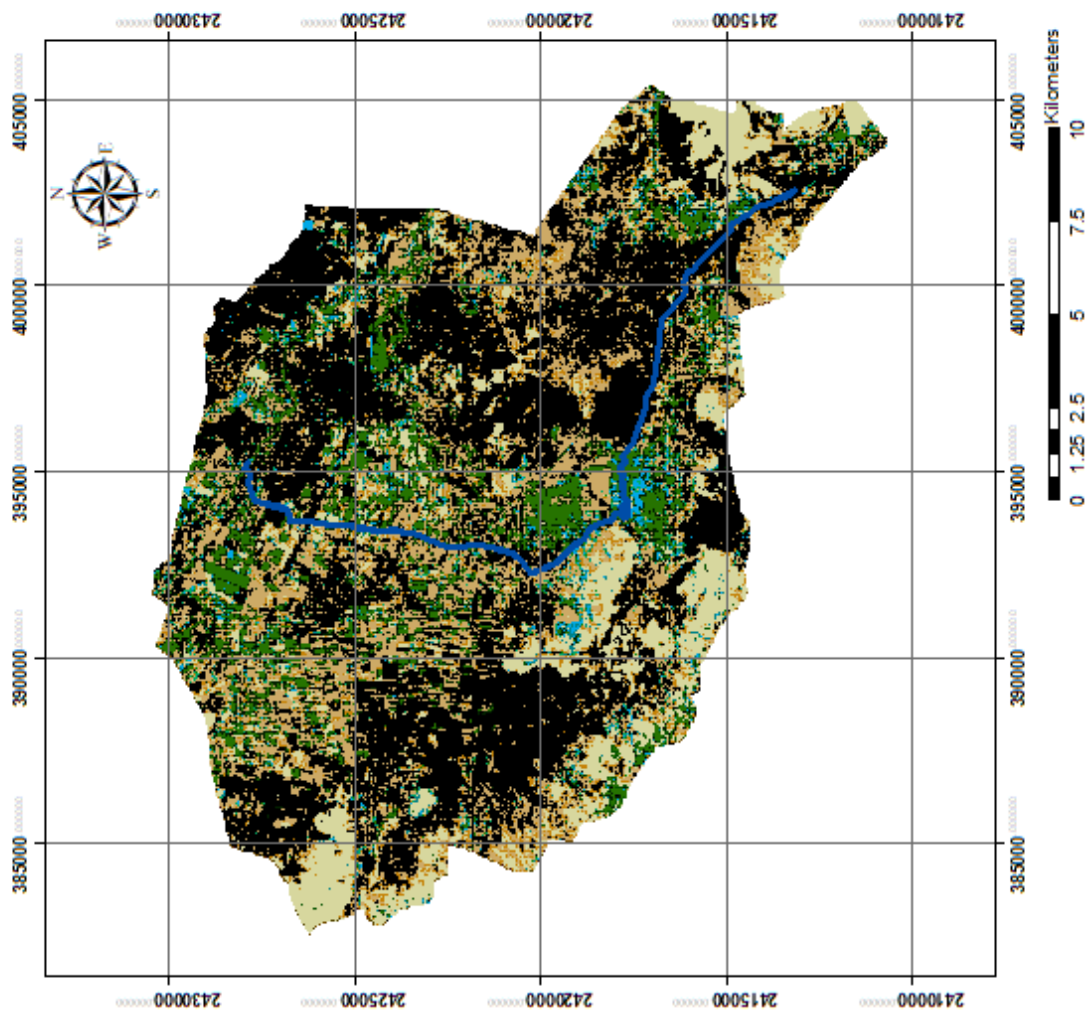
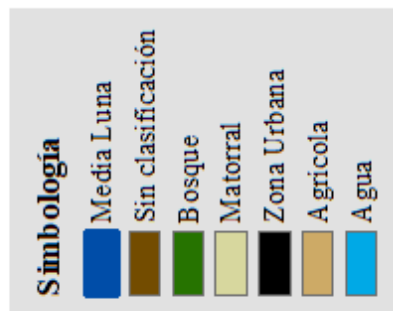
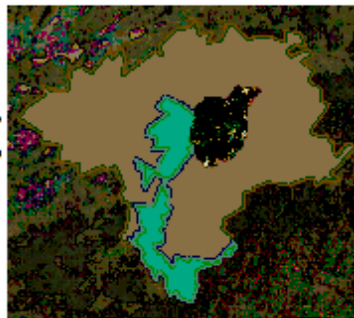


Figura 3.52 uso de suelo 2015

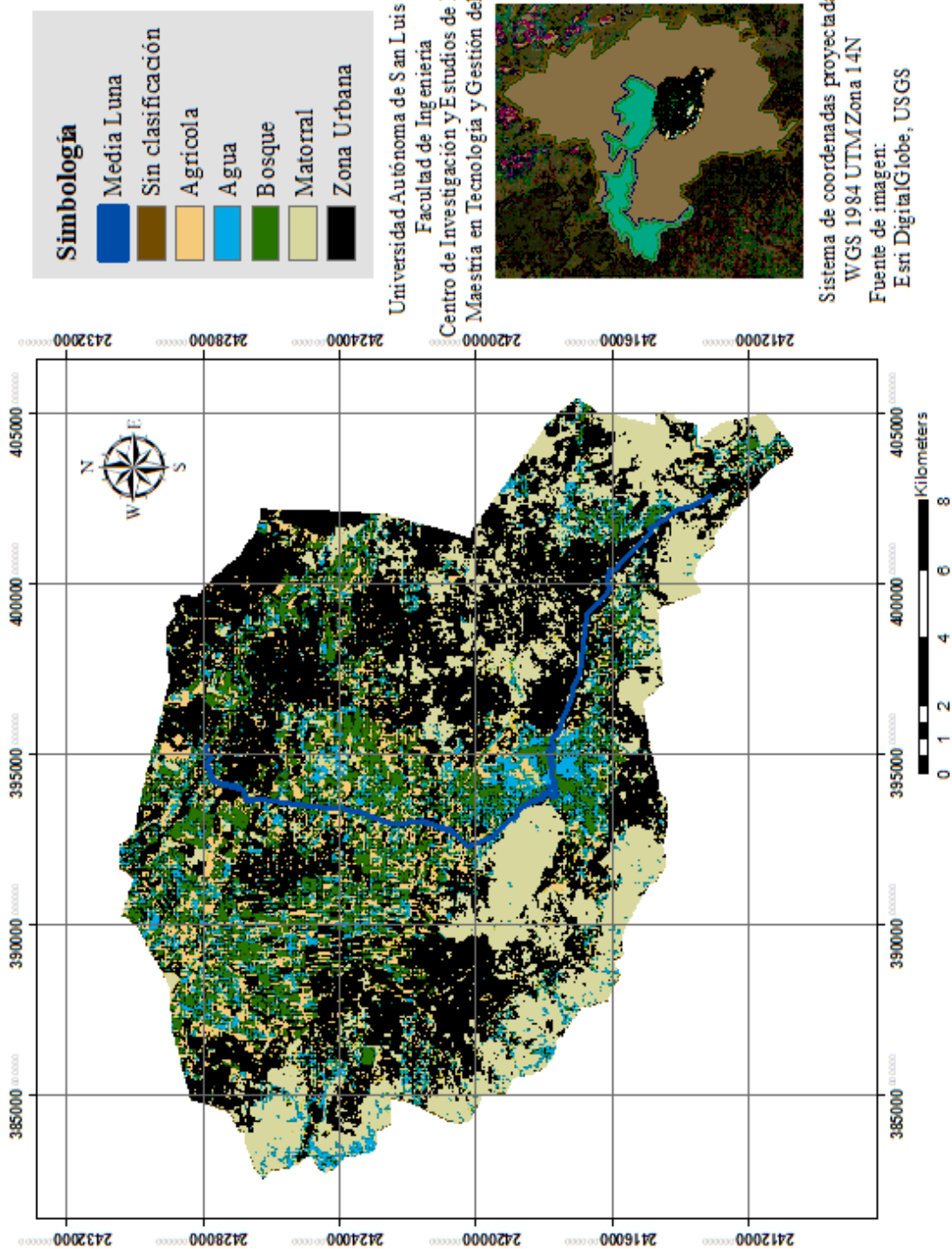


Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

USO DE SUELO 2018



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua

Figura 3.53 uso de suelo 2018

USO DE SUELO 2019 SECAS

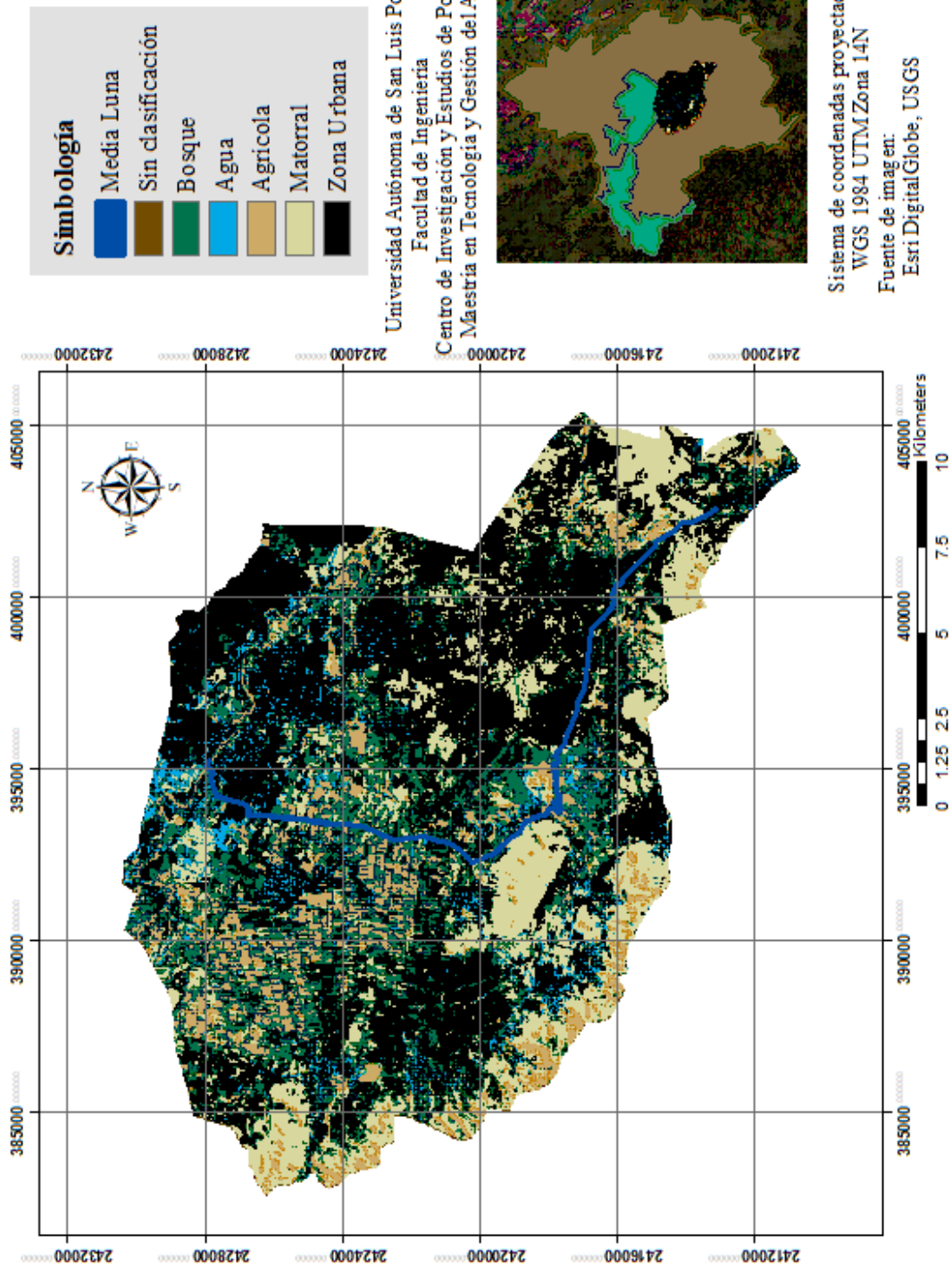
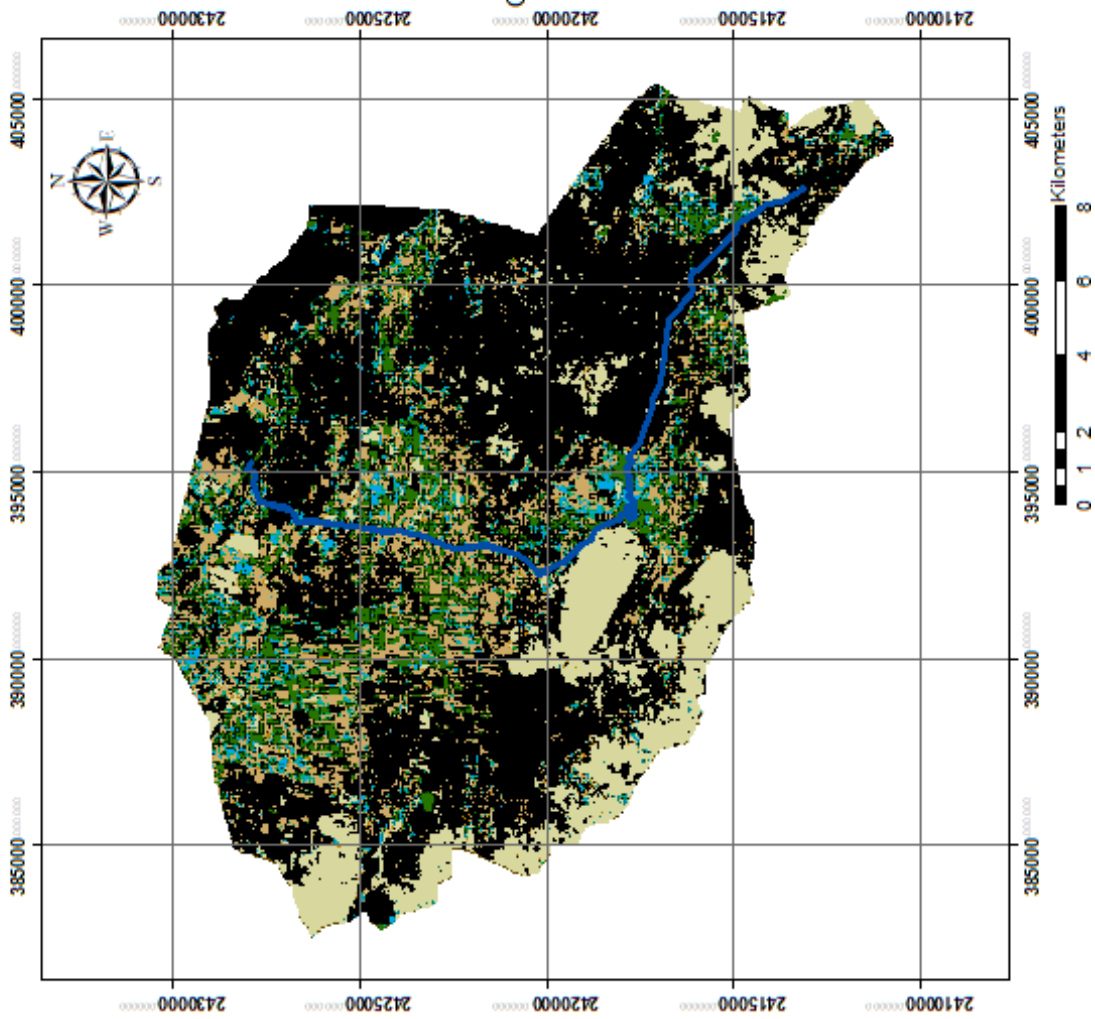


Figura 3.54 uso de suelo 2019 secas

USO DE SUELO 2019 LLUVIAS



Simbología	
	Media Luna
	Sin clasificación
	Agrícola
	Bosque
	Matorral
	Agua
	Zona Urbana

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua



Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.55 uso de suelo 2019 lluvias

3.7 Análisis de la distribución espacial de las concentraciones de nitrógeno amoniacal y nitratos

Después de realizar los análisis de los parámetros, con los resultados obtenidos, se agregan los datos en ArcMap de manera independiente, para realizar la geoestadística utilizando el método de interpolación Inverse Distance Weighting (IDW).

La ponderación a distancia inversa es una técnica muy popular en Sistema de Información Geográfica (SIG) y considera uno de los métodos de interpolación más simples. La función IDW se utiliza cuando el conjunto de puntos es lo suficientemente denso como para capturar el alcance de la variación de la superficie local necesaria para el análisis. IDW determina los valores de las celdas utilizando un conjunto combinado de puntos de muestra. El peso asignado era una función de la distancia de un punto de entrada desde la ubicación de la celda de salida (Bajjali W., 2018). Cuanto mayor es la distancia, menos influencia tiene la celda en el valor de salida, en este caso la distancia entre cada punto es de 1 km. En general, la ecuación 3.34 simplificada para IDW

$$V_0 = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{V_i}{D_i} \right)}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{D_i} \right)}$$

Ecuación 3.34 Fórmula IDW

donde V_0 es el valor predecible en el punto 0, V_i es el valor V en el punto de control i , D_i es la distancia entre el punto de control i y 0, y n es el número de valores conocidos utilizados en la evaluación (Mahwish J., 2016).

Los resultados del proceso estadístico IDW del primer muestreo realizado en agua en el mes de marzo se muestran a continuación, la figura 3.56 muestra la interpolación de los resultados de nitrógeno amoniacal, donde se interpreta la escala de colores del azul al rojo, con valores del menor al mayor, de esta manera se localiza el punto con mayor concentración en el pequeño cuerpo cercano a la Media Luna, llamado Anteojitos. Previamente se realizó la interpolación por el método de Kriging con un error cuadrático de 0.334, al comparar con el método de IDW con un error cuadrático de 0.316.

En el caso de los resultados de nitratos, la figura 3.57 muestra la concentración más alta en la parte sur de la zona de estudio. De igual manera se comparó el error cuadrático de ambos métodos de interpolación, el método Kriging con 0.363 y el método IDW con 0.391.

De igual manera en la temperatura y el pH, en las figuras 3.58 y 3.59 los datos más altos se localizan en la parte sur de la zona de estudio, en la temperatura el error cuadrático fue el mismo y en el pH, el método Kriging con 0.094 y el método IDW con 0.125, sin embargo, por la distribución de los puntos de muestreo el método de Kriging, no representa la coloración indicada para cada punto.

NITRÓGENO AMONIAL EN AGUA TEMPORADA DE SECAS 2019

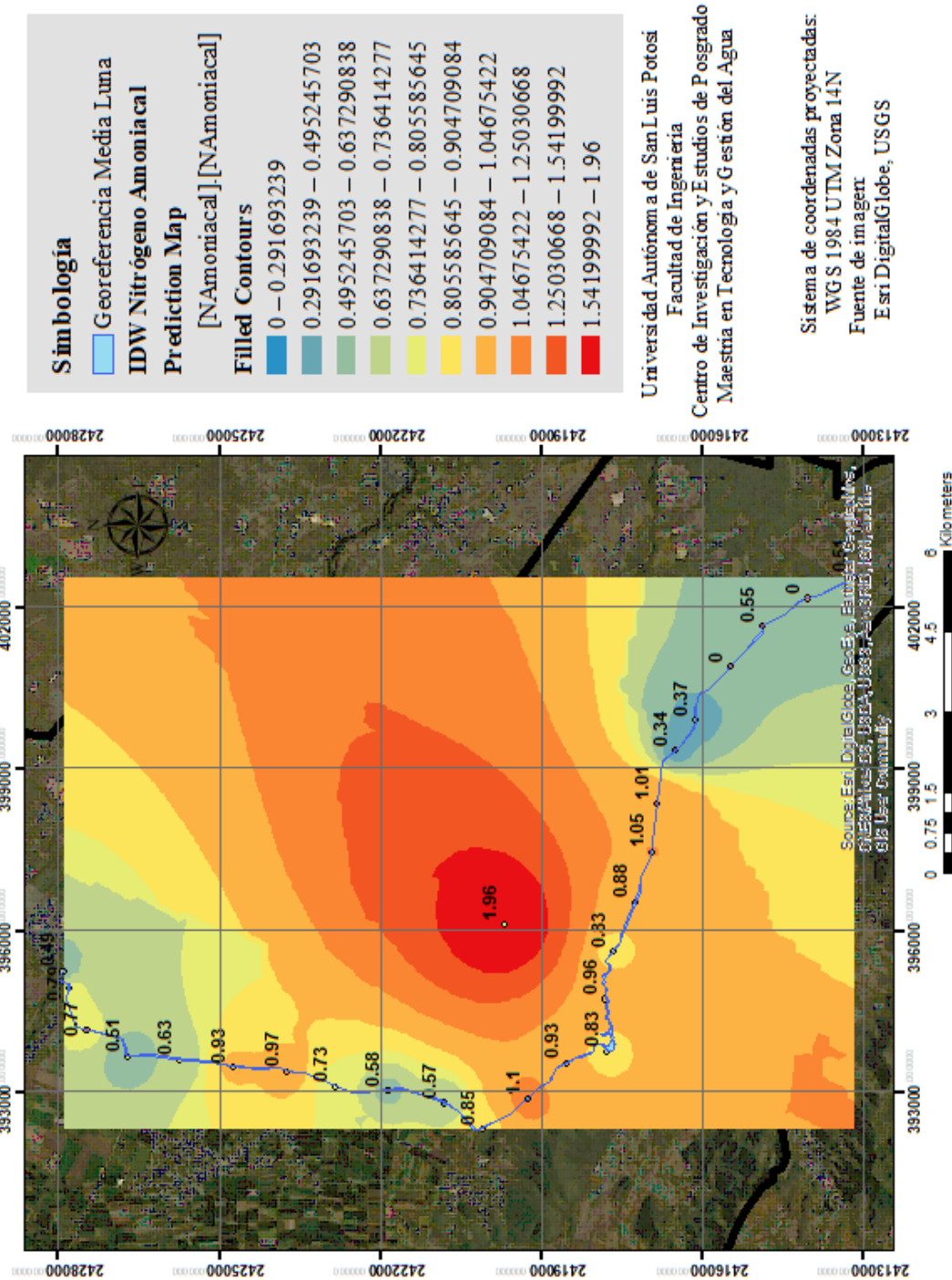


Figura 3.56 IDW nitrógeno amoniaca en agua 2019

NITRATO EN AGUA TEMPORADA DE SECAS 2019

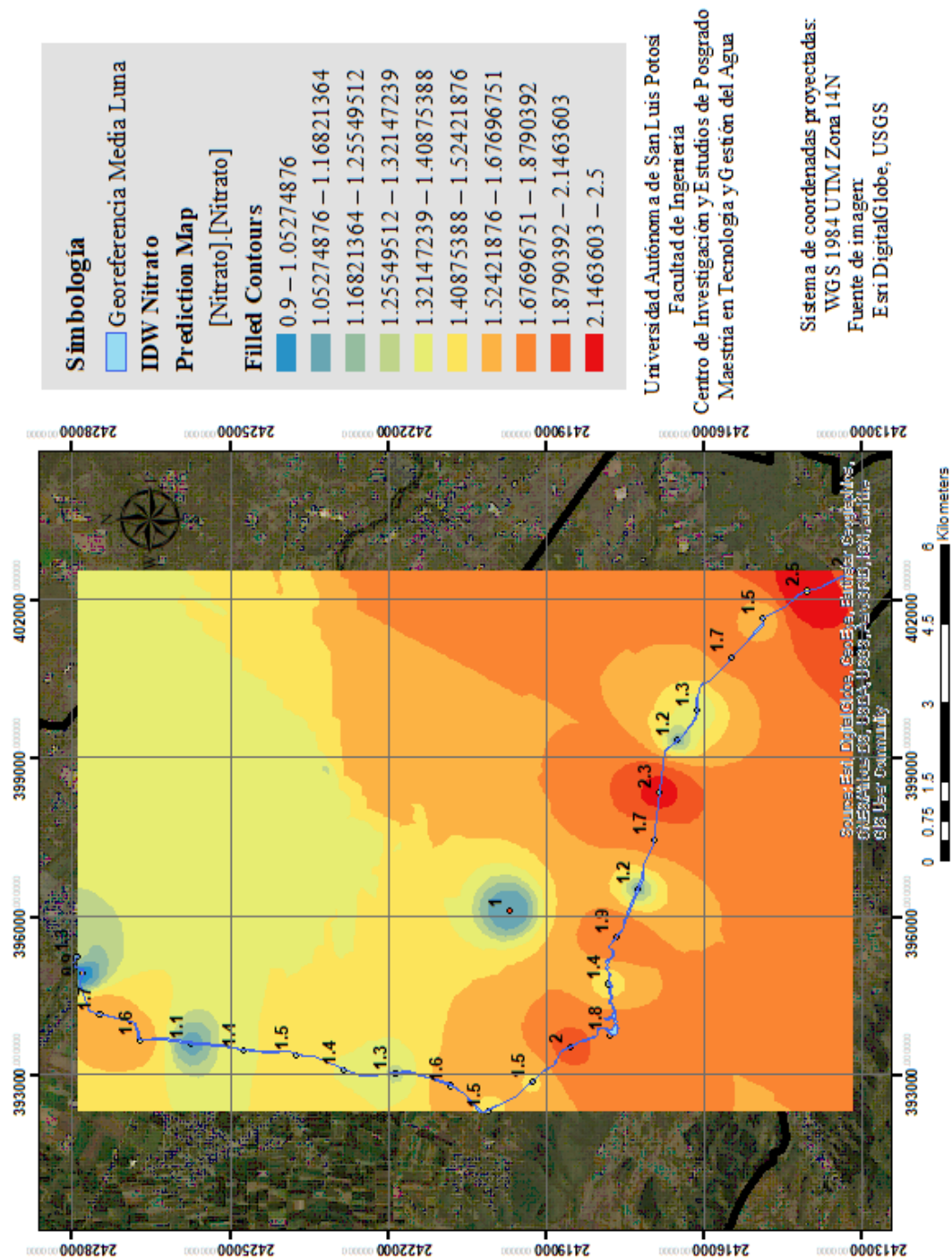


Figura 3.57 IDW nitrato en agua 2019

TEMPERATURA EN AGUA TEMPORADA DE SECAS 2019

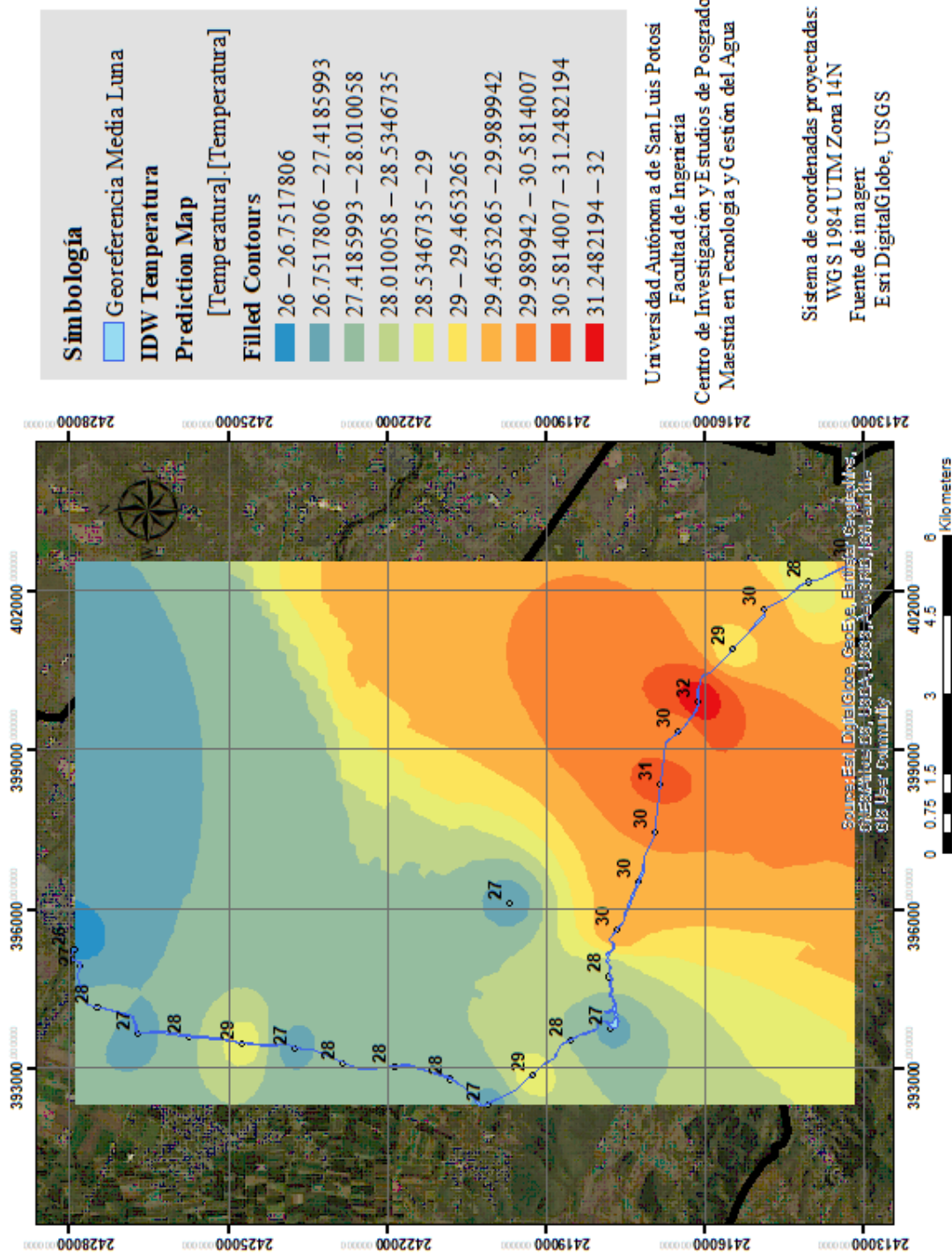


Figura 3.58 IDW temperatura en agua 2019

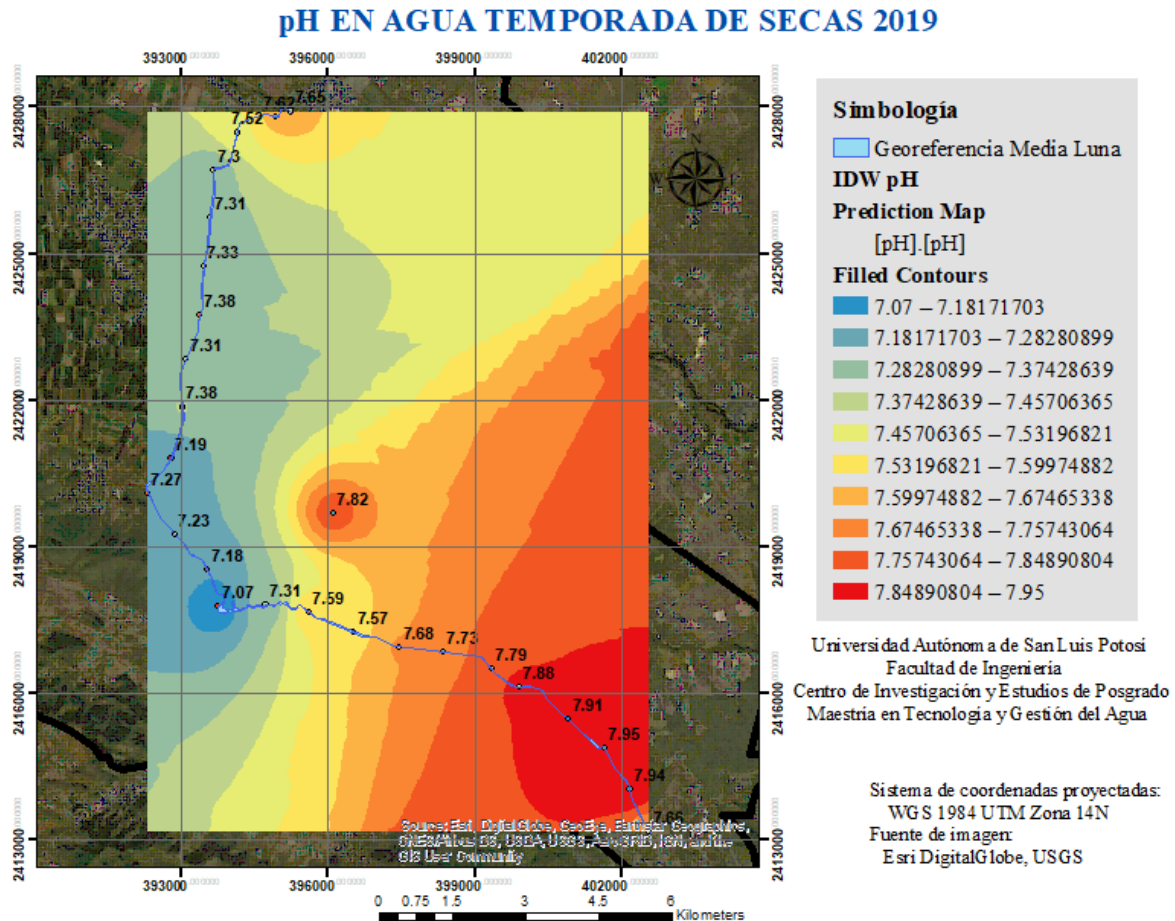


Figura 3.59 IDW pH en agua 2019

Los resultados del proceso estadístico IDW del primer muestreo realizado en suelo en el mes de marzo se muestran a continuación, la figura 3.60 muestra la interpolación de los resultados de nitrógeno amoniacal, donde la concentración más alta está en la comunidad del Jabalí una zona de siembra, previamente se comparó dos métodos de interpolación por medio del error cuadrático, en Kriging tuvo un valor de 4.96 y para IDW fue de 4.96, sin embargo por la distribución de los puntos de muestreo, se observa un mejor comportamiento de la coloración en IDW.

En cuanto al nitrato (figura 3.61), el valor más alto se localizó en el pequeño cuerpo de agua Antejitos de 447.5 mg/l, al ser un valor tan alto en comparación con el resto, que está entre 0.5 y 35 mg/l, se obtiene un error grande para la interpolación, que afecta el resultado, por lo que no se considera en la interpolación. Por otro lado, los resultados de temperatura (figura 3.62) aumentaron en la parte sur y en la parte norte para el pH (figura 3.63), con valores de error cuadrático muy cercanos en ambos métodos de interpolación.

NITRÓGENO AMONIA CAL EN SUELO TEMPORADA DE SECAS 2019

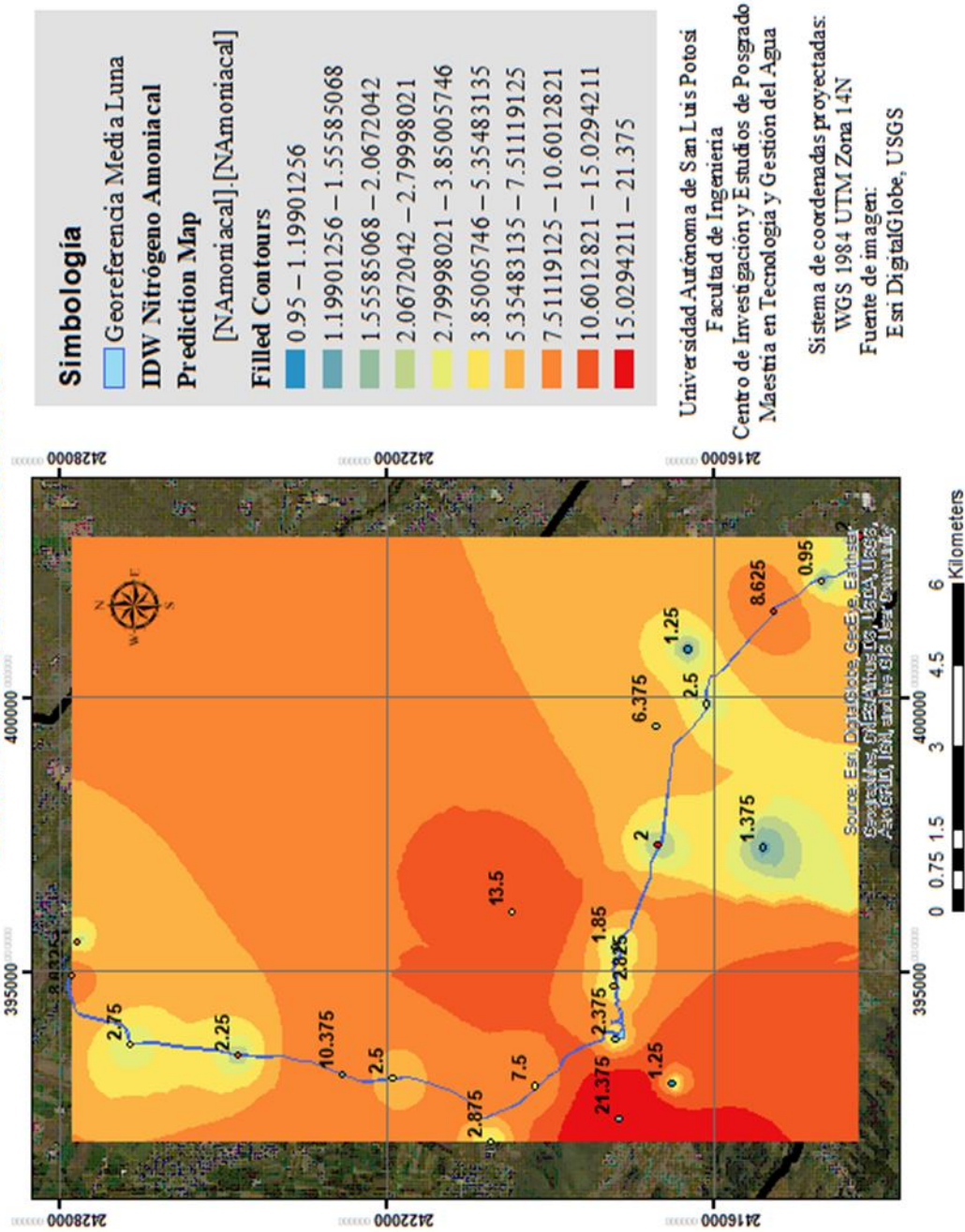


Figura 3.60 IDW nitrógeno amoniacal en suelo 2019

NITRATO EN SUELO TEMPORADA DE SECAS 2019

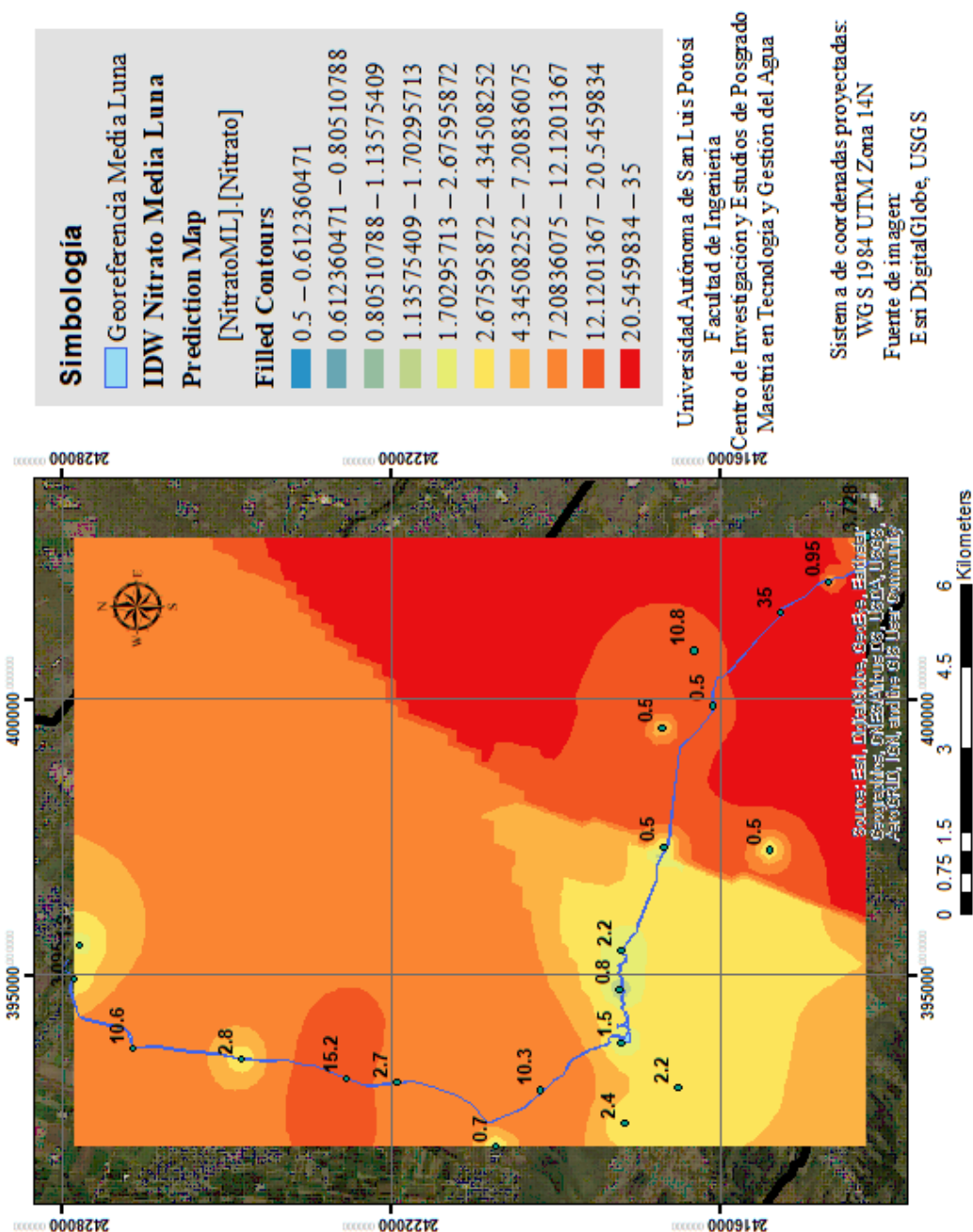


Figura 3.61 IDW nitrato en suelo 2019

TEMPERATURA EN SUELO TEMPORADA DE SECAS 2019

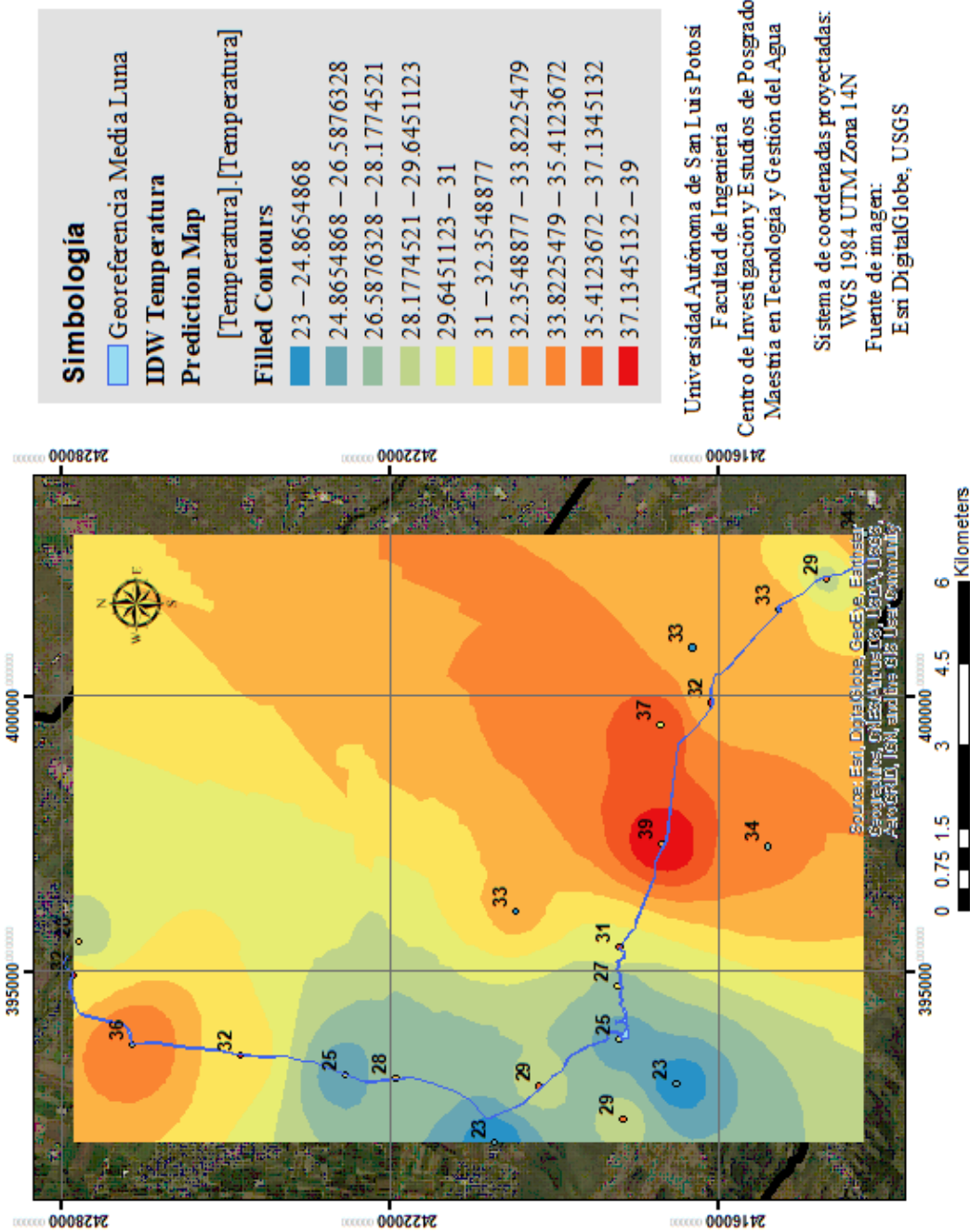


Figura 3.62 IDW temperatura en suelo 2019

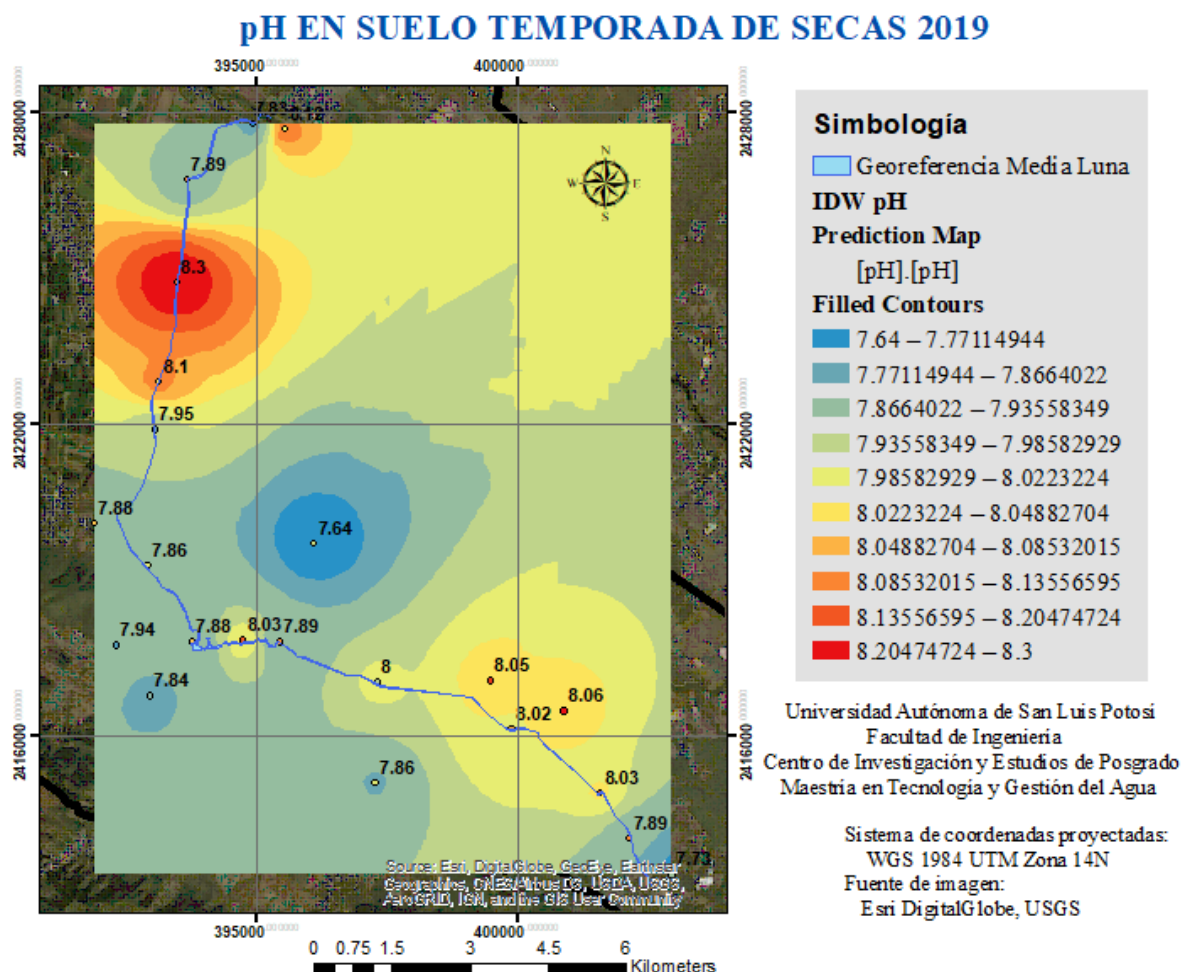


Figura 3.63 IDW pH en suelo 2019

El segundo muestreo realizado en agua en el mes de mayo se muestra en las siguientes figuras, los resultados de nitrógeno amoniacal (figura 3.64) y pH (figura 3.67), la concentración más alta se encuentra en la parte sur de la zona de estudio, incluyendo el pequeño cuerpo de agua Antejitos. En cuanto a los resultados de concentración de nitrato (figura 3.65) y temperatura (figura 3.66), la mayor concentración se encuentra en la parte norte, de igual manera incluyendo Antejitos.

NITRÓGENO AMONICAL EN AGUA TEMPORADA DE LLUVIAS 2019

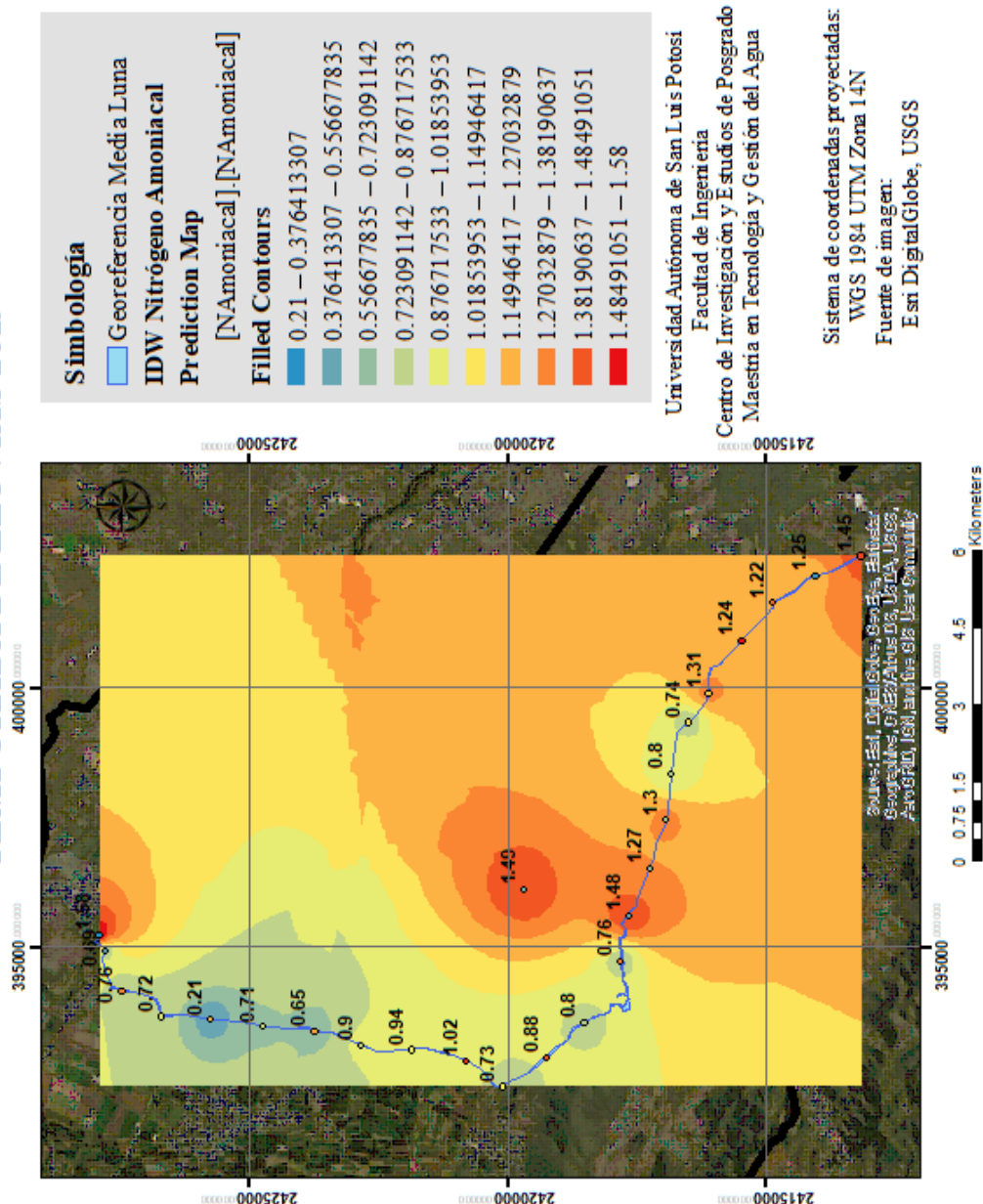


Figura 3.64 IDW nitrógeno amoniacal en agua 2019

NITRATO EN AGUA TEMPORADA DE LLUVIAS 2019

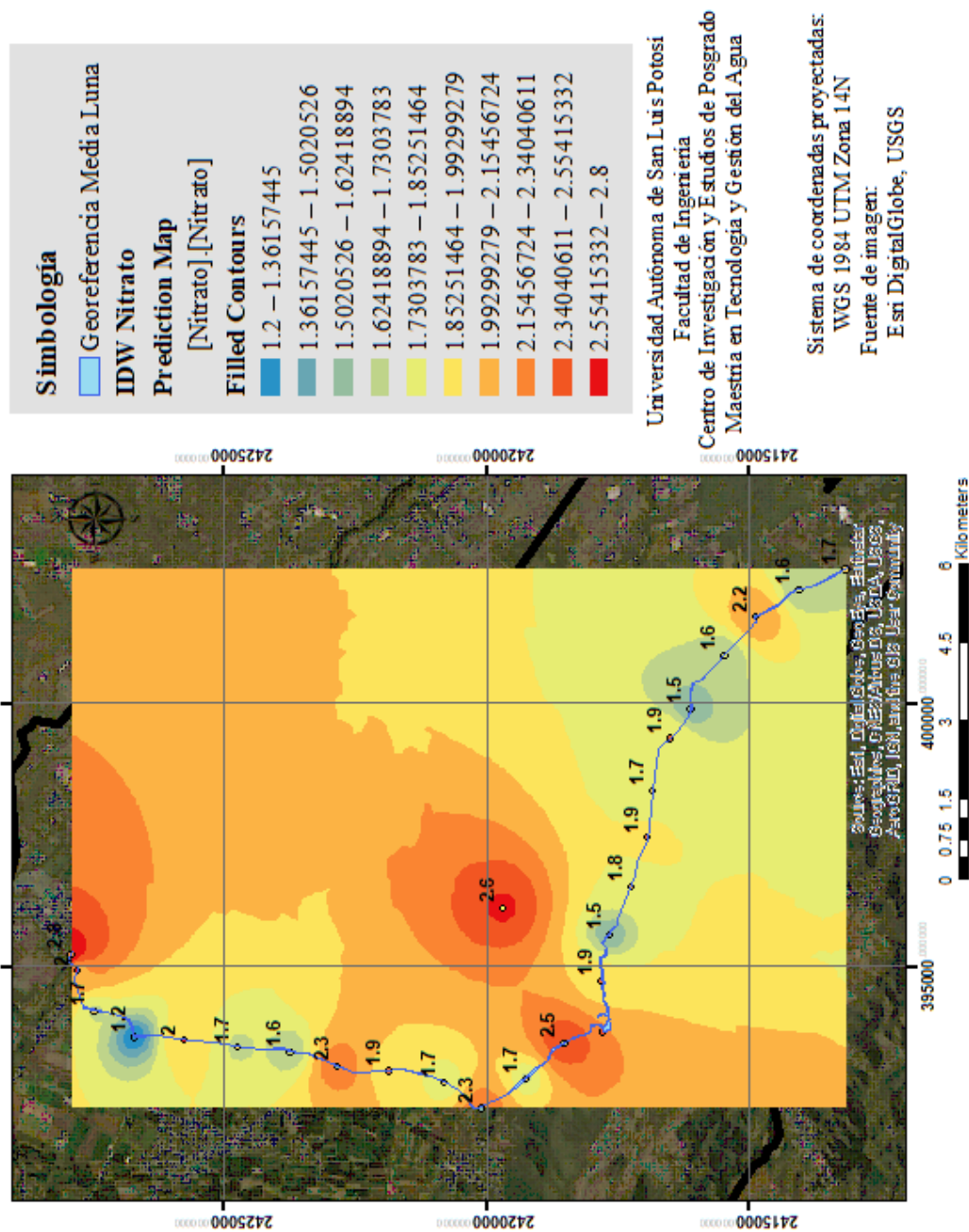


Figura 3.65 IDW nitrato en agua 2019

TEMPERATURA EN AGUA TEMPORADA DE LLUVIAS 2019

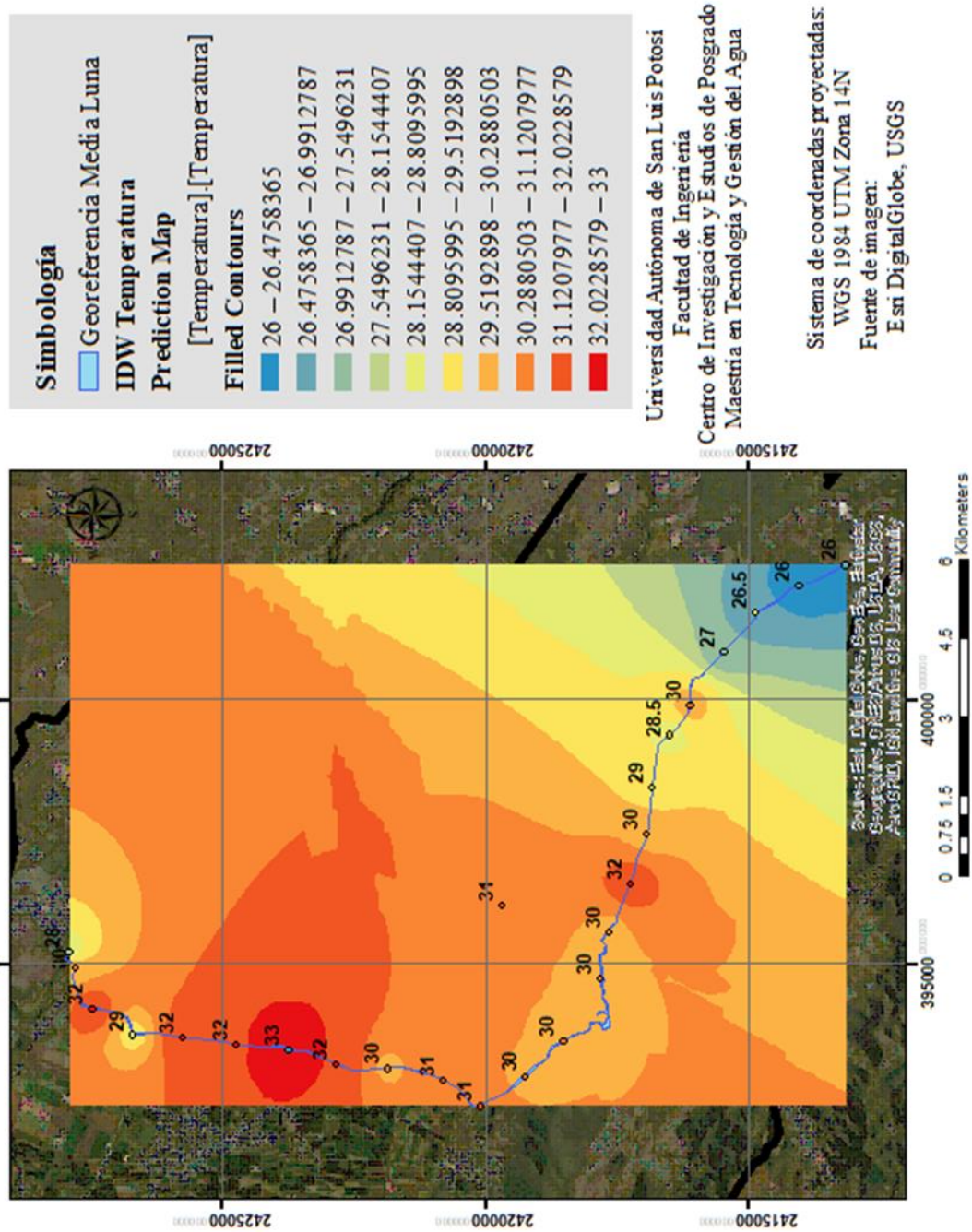


Figura 3.66 IDW temperatura en agua 2019

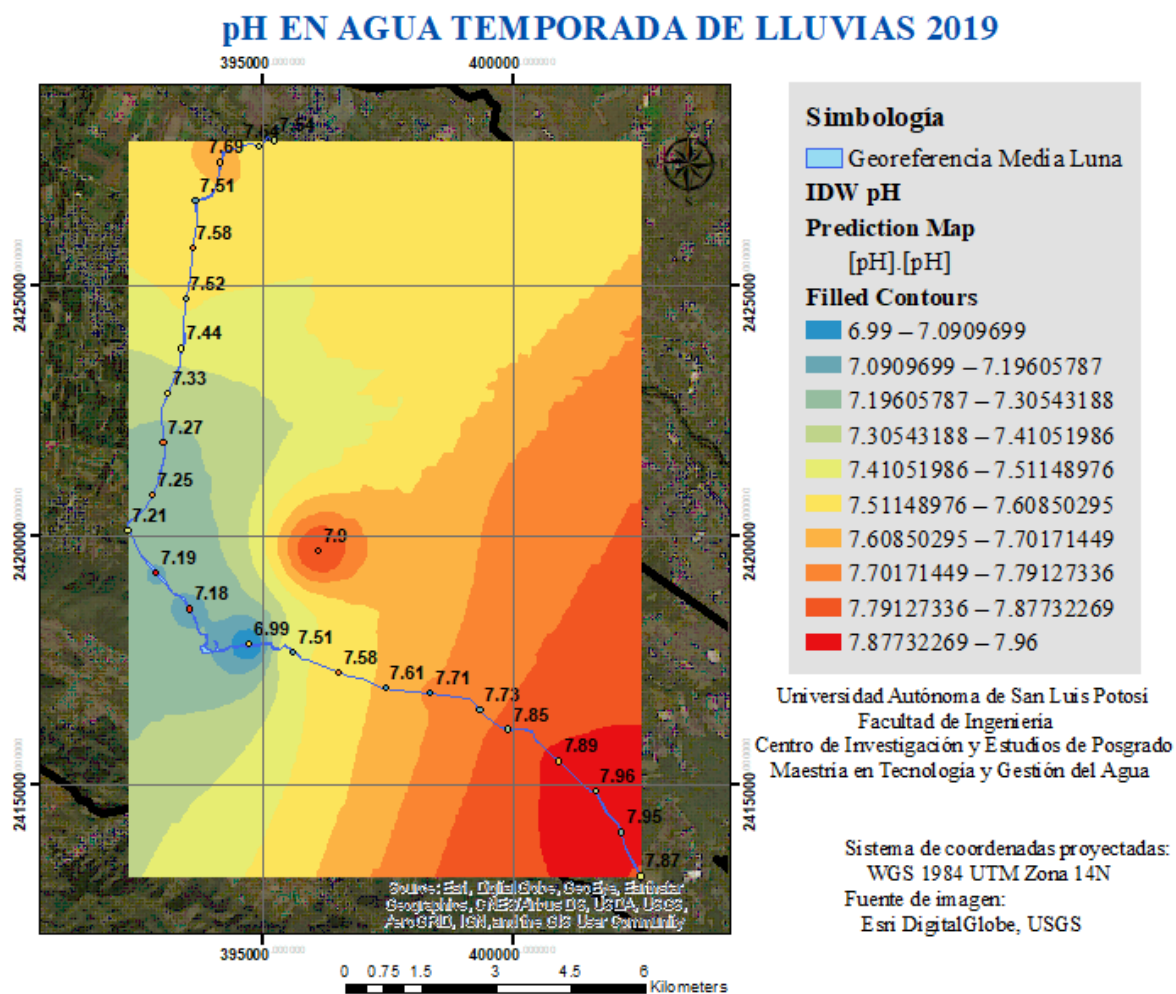


Figura 3.67 IDW pH en agua 2019

En cuanto al segundo muestreo realizado en suelo en el mes de mayo, los resultados del nitrógeno amoniacal, se muestran en la figura 3.68, la concentración más alta se encontró en Antejitos con un valor de 32.5 mg/L, sin embargo, este punto no se representa en la interpolación, ya que altera el resultado, marcando toda la zona con altos valores. En la concentración de nitrato (figura 3.69) los puntos más altos se encontraron en ambos canales cerca de la Media Luna.

En la temperatura (figura 3.70), los puntos más altos se encuentran dispersos, sin embargo, en pH (figura 3.71), el valor más alto se encontró en el norte del canal, en el límite de la zona de estudio. En este segundo muestreo, también se midió la conductividad eléctrica (figura 3.72) y el nitrito (figura 3.73), donde el valor más alto se localizó en el cuerpo de agua principal de la Media Luna, además, como se explicó en el capítulo anterior, el nitrato no se pudo medir en cuatro puntos, por lo que se realizó un análisis de nitrógeno total únicamente, es por eso que la figura 3.74 solo abarca esta zona.

NITRÓGENO AMONIAICAL EN SUELO TEMPORADA DE LLUVIAS 2019

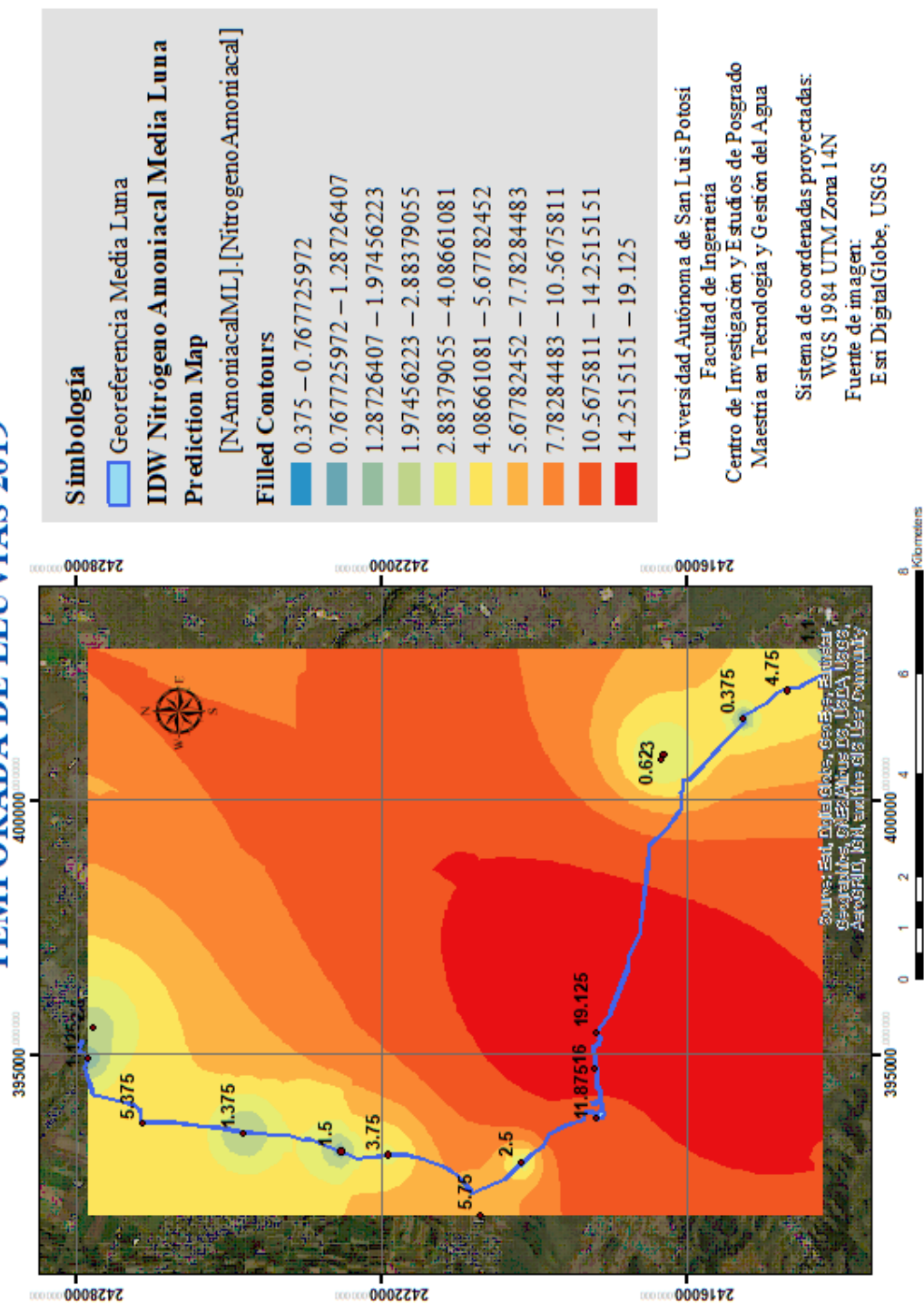


Figura 3.68 IDW nitrógeno amoniacal en suelo 2019

NITRATO EN SUELO TEMPORADA DE LLUVIAS 2019

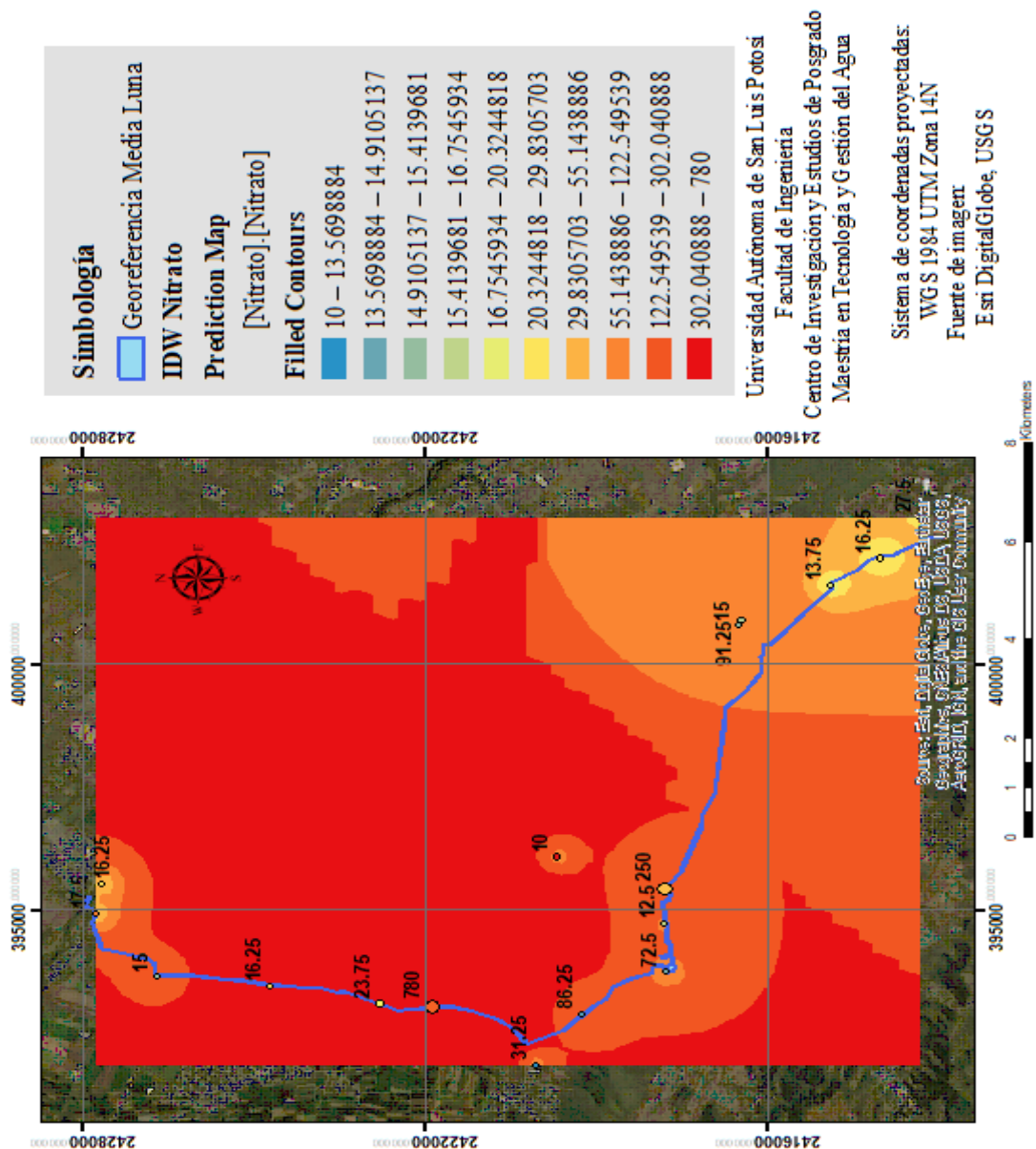


Figura 3.69 IDW nitrato en suelo 2019

TEMPERATURA EN SUELO TEMPORADA DE LLUVIAS 2019

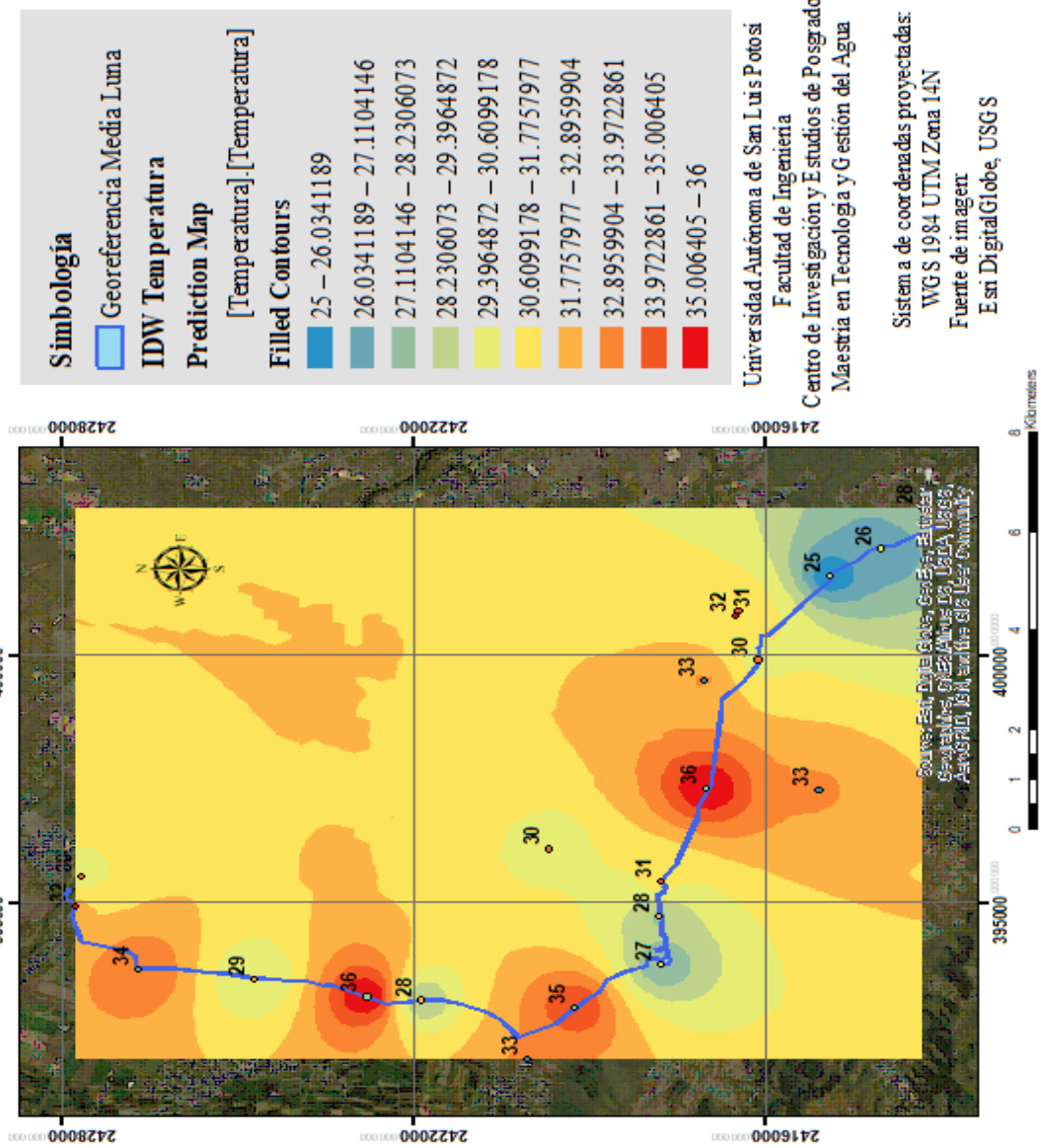


Figura 3.70 IDW temperatura en suelo 2019

pH EN SUELO TEMPORADA DE LLUVIAS 2019

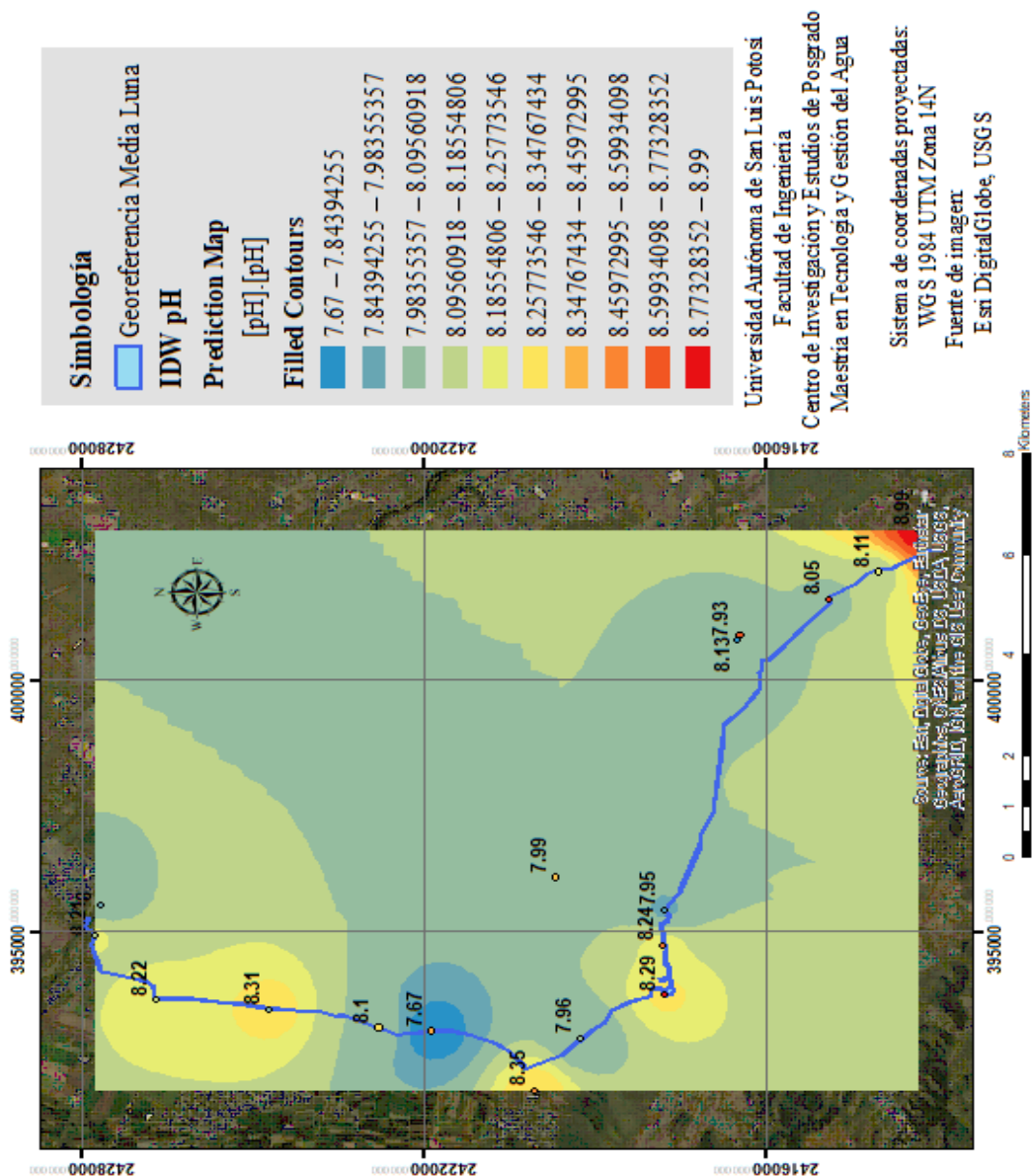


Figura 3.71 IDW pH en suelo 2019

Simbología

- Georeferencia Media Luna
- IDW Conductividad eléctrica
- Prediction Map
- [Conductividad] [Conductividad]
- Filled Contours

[Conductividad] [Conductividad]
0.2998 – 0.642596125
0.642596125 – 0.816335004
0.816335004 – 0.904390837
0.904390837 – 1.07812972
1.07812972 – 1.42092584
1.42092584 – 2.09728098
2.09728098 – 3.43176593
3.43176593 – 6.06477631
6.06477631 – 11.259847
11.259847 – 21.51

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Maestría en Tecnología y Gestión del Agua

Sistema de coordenadas proyectadas:
WGS 1984 UTM Zona 14N
Fuente de imagen:
Esri DigitalGlobe, USGS

Figura 3.72 IDW conductividad en suelo 2019

NITRITO EN SUELO TEMPORADA DE LLUVIAS 2019

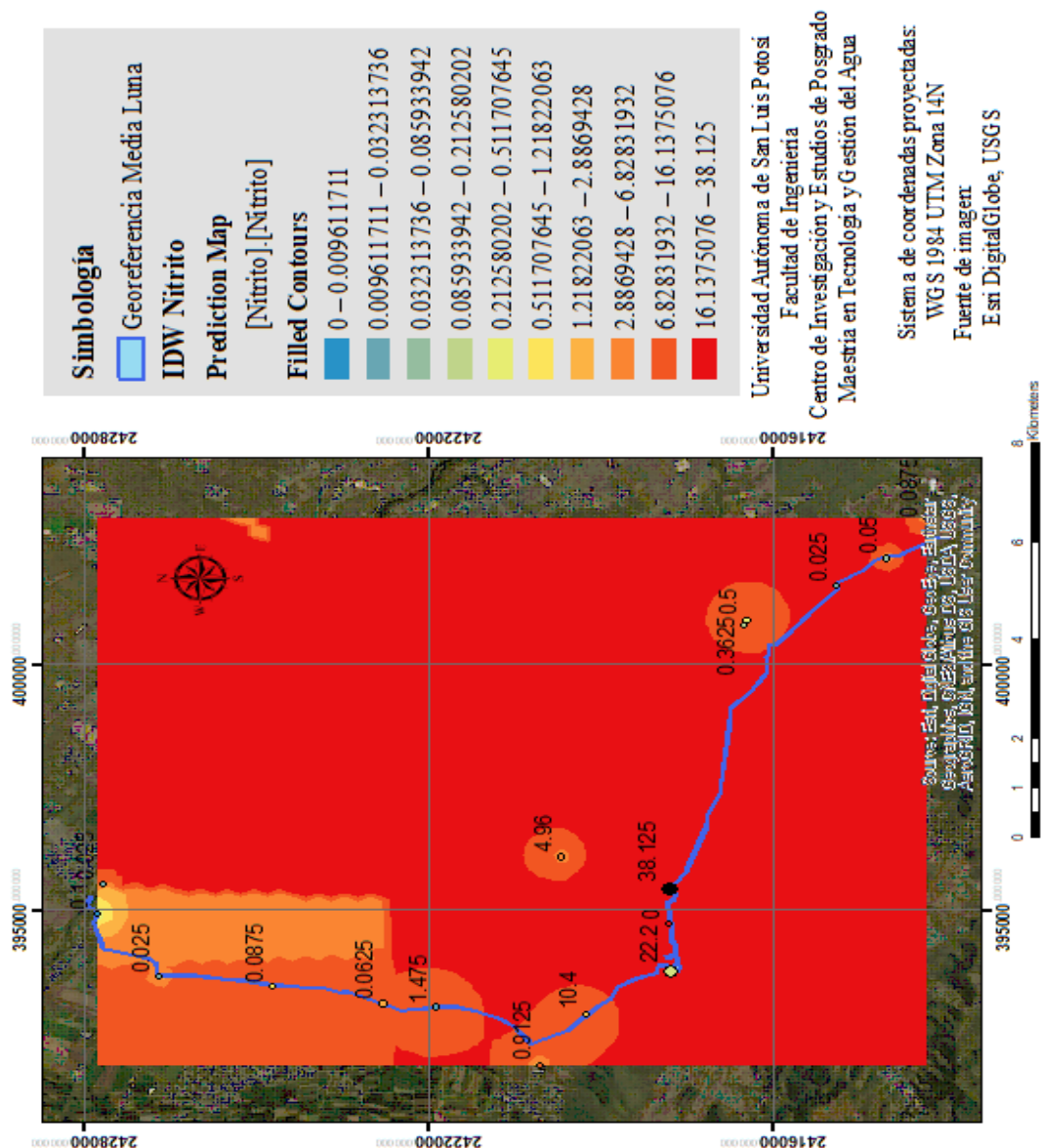


Figura 3.73 IDW nitrato en suelo 2019

NITRÓGENO TOTAL EN SUELO TEMPORADA DE LLUVIAS 2019

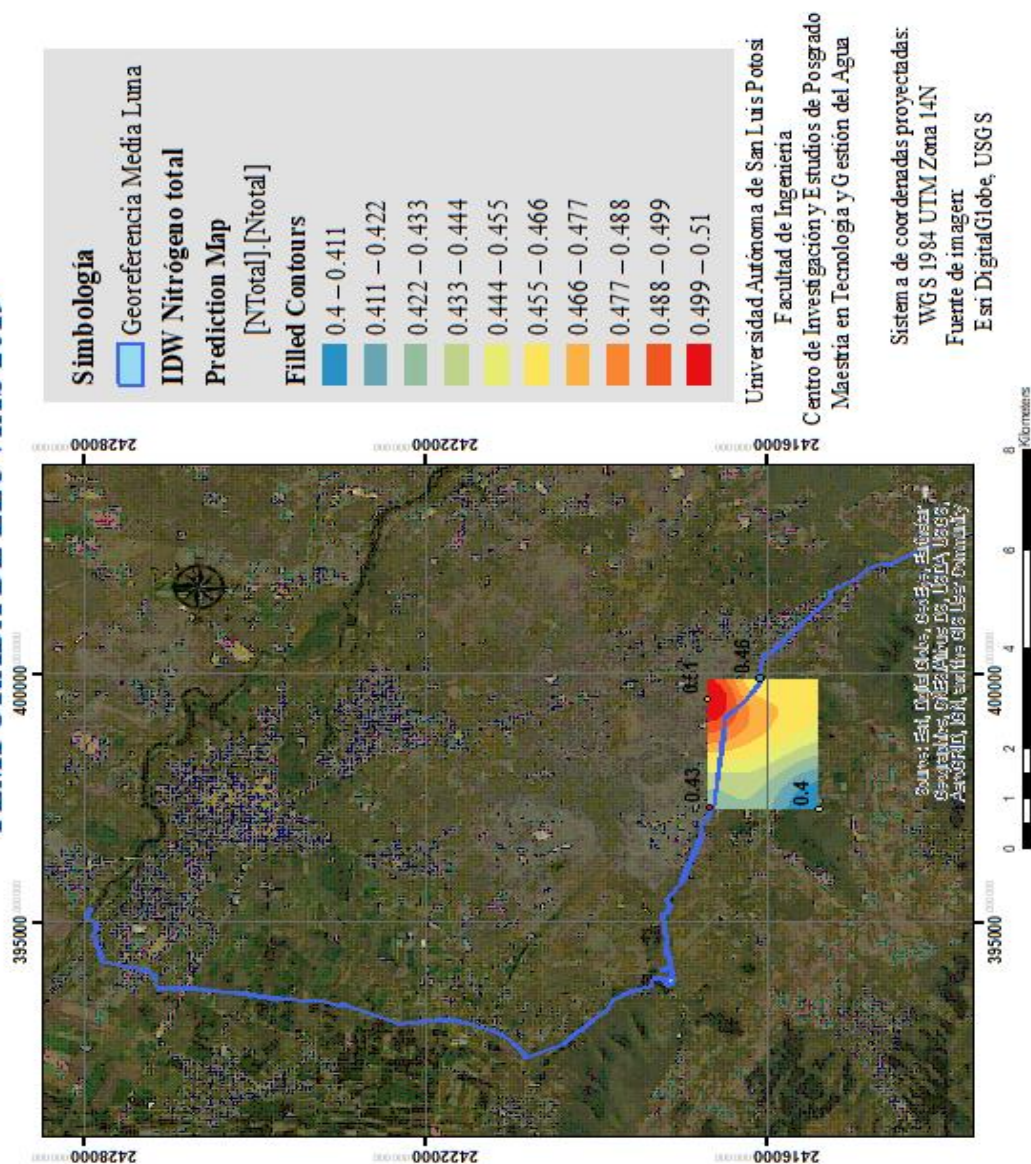


Figura 3.74 IDW nitrogeno total en suelo 2019

CAPÍTULO 4. ANÁLISIS DE LOS EFECTOS ANTROPOGÉNICOS DE LA ZONA DE ESTUDIO EN DONDE SE APROVECHA EL AGUA DEL MANANTIAL DE LA MEDIA LUNA

4.1 Principales usos y aprovechamientos históricos del agua del manantial de la Media Luna

Para realizar un análisis de los efectos antropogénicos es necesario conocer cómo ha cambiado el aprovechamiento del manantial, a continuación, se describe la producción histórica agrícola, posteriormente se analiza el manantial como destino turístico.

En la época independiente que abarca de 1810 a 1917, las haciendas que poseían las mejores tierras y fuentes de agua del valle de Rioverde se dividían en el norte por Diego Ruiz y Angostura, en el sur por El Jabalí, Riachuelo, San José del Tapanco y Plazuela, en el caso del oriente por Acequia Salada y por el poniente por San Diego y Ojo de Agua de Solano. En el caso de la producción agrícola se dividía en la caña de azúcar, los granos básicos y la cría de ganado en San Diego y El Jabalí y los granos básicos en Riachuelo, Plazuela, Acequia Safada y Ojo de Agua de Solano (Iturribarría C., 1859).

En el municipio de Rioverde, el cultivo de maíz de riego y secano ocupaba 3287 ha, además, en 522 ha se cultivaba frijol, chile, cacahuete, camote, garbanzo, cebada, cebolla, ajo y papa, mientras que en las 180 ha restantes encontraban aguacates, granados, limas, cidras, limoneros, guayabos, duraznos, chabacanos, chirimoyos, ciruelos, mangos, perales, manzanos, plátanos e higueras, predominando naranjos.

En la época de la Reforma Agraria (1917-1980), específicamente en 1923 inició el primer reparto de parcelas ejidales, aunque las haciendas afectadas conservaron grandes extensiones de tierra hasta 1934, año en que se inició el gran reparto agrario. El agua del manantial de La Media Luna se distribuía a las pequeñas propiedades y ejidos por cinco canales de tierra, lo cual disminuía considerablemente la eficiencia de su uso, sin embargo el maíz siguió siendo el principal cultivo con 2398 ha de maíz riego y 8807 ha de temporal, en cuanto la caña de azúcar ocupaba 1129 ha y el cultivo de naranja 250 ha (Acosta P., 1934).

En los años sesenta, en los ejidos y pequeñas propiedades se incrementó la superficie ocupada por chile serrano, jitomate, algodón y naranja, la superficie destinada a caña de azúcar disminuyó paulatinamente, por lo que en las hortalizas se comenzaron a utilizar fertilizantes químicos, insecticidas y tractores para labores de preparación, pero se siguió utilizando la yunta para la mayoría de las labores de cultivo (Alemán E., 1966).

El aprovechamiento de la Media Luna se inició en 1617, al fundarse la misión franciscana de Rioverde. La obra de riego consistió en la excavación de la acequia Rioverde que permitió derivar y conducir el agua hasta los huertos y sembradíos del pueblo del mismo nombre (Velázquez P., 1987). Posteriormente, en 1731 se inició la construcción de otra acequia Villana, con el propósito de regar las tierras que estaban alrededor de Ciudad Fernández (Verástegui E., 1979). Asimismo, la hacienda del Jabalí abrió dos acequias El Capulín y Potrero de Palos para regar las tierras que poseía al sur del manantial. En los años cuarenta, los ejidos ubicados al sur y sureste del valle obtuvieron derechos para aprovechar las aguas del manantial, para lo cual construyeron un quinto canal la acequia San José.

Finalmente, en 1980 se estableció el Distrito de Riego para lo cual se juntaron las aguas de las acequias Rioverde y Villana en un solo canal (canal principal) y se construyó una red de canales secundarios. A la vez, se desarrolló un sistema de drenes para disminuir el nivel del manto freático y prevenir problemas de ensalitramiento del suelo. Con estas obras se pudo regar prácticamente todas las tierras ubicadas entre la margen derecha del río Verde y el manantial de la Media Luna, unas hectáreas (Charcas H. & O., 2002).

4.2 Dinámica actual de los aprovechamientos del uso de agua del manantial

El Parque Estatal Manantial de la Media Luna es un destino turístico popular, atraído por las aguas frescas y claras, por lo que es ideal para practicar la natación y el buceo. La infraestructura que se localiza al interior del Parque es operada y administrada por un Comité del Ejido El Jabalí, compuesto por ciudadanos locales, en su mayoría campesinos, que se turnan la administración del sitio.

En el Parque se reciben visitantes a lo largo del año, la afluencia de turistas varía a través de los días y meses. Sin embargo, hay dos periodos vacacionales con mayor número de visitantes, el primero corresponde a las vacaciones de semana santa y el segundo periodo importante son las vacaciones de verano. El registro del número de visitantes que ingresan por día al Manantial, varía desde 3256 a 6000 visitantes por día y durante los meses octubre, diciembre, enero y febrero se registró un promedio de 300 turistas por día (Esquivel R., 2016).

Además, la totalidad del gasto del agua de la Media Luna es utilizada para riego agrícola, la mayor parte es conducida por el canal principal de riego hacia el N-NW de la Media Luna en donde se encuentra la zona agrícola de El Refugio - Cd. Fernández-Rioverde y hacia el S-SE sus aguas riegan los campos agrícolas de El Capulín-Palmas-Potrero de Palos y posteriormente por el canal revestido de concreto contribuye a regar los campos agrícolas de Plazuela, Valle Florido y San José del Tapanco (SEGAM, 2003).

4.3 Situación actual del aprovechamiento del recurso y sus efectos con la presencia de agroquímicos en las zonas de aprovechamientos agrícolas y de otros usos.

En los últimos 20 años se ha incrementado la superficie destinada a cítricos y alfalfa, por el contrario, el cultivo de la caña de azúcar prácticamente ha desaparecido. En el caso del maíz, la producción descendió debido a los costos de producción muy elevados, el escaso margen de ganancia y a las fuertes importaciones de grano (Charcas H., 2002).

En la actualidad, la respuesta inmediata a la necesidad de aumentar la producción de alimentos es un uso más intensivo de agroquímicos, que incluye en gran medida fertilizantes químicos y pesticidas (Carvalho F., 2006). Sin embargo, la acumulación de pesticidas en el ambiente natural es considerada como uno de los principales problemas de contaminación asociados con la agricultura (FAO, The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture (SOLAW), 2011), ya que menos del 0.1% llega a los organismos objetivo, mientras que el resto se distribuye entre el suelo, el agua, el aire y los organismos (Navarrete I., 2018). Estos químicos, en particular aquellos que se acumulan en la cadena alimentaria, imponen varios peligros para la salud humana, ya que la ingesta de alimentos que contienen residuos de plaguicidas produce una alta exposición, aproximadamente de 103 a 105 veces más alta que la que se produce al beber agua o respirar aire contaminado (Tomer V., 2015).

En la zona de estudio la principal actividad es la agricultura, donde se cultiva jitomate, chile, cítricos, maíz de riego y temporal, de acuerdo al censo realizado (Charcas H., 2002), se conocen los tipos de plaguicidas y fertilizantes que se han utilizado para la producción de los alimentos mencionados, en el área de El Refugio, localizada en el municipio de Cd. Fernández es una zona de suelos con poco contenido de materia orgánica, lo que disminuye la eficacia de los fertilizantes, por lo que requiere de aplicación excesiva y desproporcionada de fertilizantes químicos, además considerando los valores de pH eran ligeramente a medianamente alcalinos (Charcas-Salazar, 2012), en comparación con los resultados que obtuvimos en este estudio en el suelo son fuertemente alcalinos. Por lo que es importante identificar los tipos de fertilizantes y plaguicidas, en el caso de los organofosforados, como el etión, que contiene paratión-metíl y azinfos metílicos, también están dentro de esta clasificación el naled, el paratión y los metamidofos. Por otro lado, se ha utilizado un fertilizante que contiene endosulfán, que es un compuesto halogenado, así como, insecticidas compuestos de ciclohexanol, abamectina, permetrina, metomil, ciclohexanona y metanol. En el caso del resto de los fertilizantes estos contienen cloruro de potasio, nitrato de amonio, nitrógeno amoniacal, fósforo, óxido de potasio y urea. Cada uno de ellos impone diferentes riesgos a la salud que van desde alergias leves, erupciones, dificultades respiratorias, neurotoxicidad y anomalías reproductivas a enfermedades crónicas mortales como el cáncer (Tomer V., 2015).

El pesticida abarca compuestos como insecticidas, fungicidas, herbicidas, nematocidas, reguladores del crecimiento de plantas y otros, su uso ayuda a la producción de alimentos y

elimina enfermedades transmitidas por vectores. Sin embargo, las prácticas agrícolas deficientes adoptadas por los agricultores al enfrentar una alta demanda de producción de alimentos, incluye el uso extensivo de pesticidas y períodos de espera insuficientes antes de la cosecha, han resultado en una contaminación ambiental. La normativa en México en este rubro es la NOM-045- SSA1-1993, productos para uso agrícola, forestal, pecuario, de jardinería, urbano e industrial, establece las condiciones y características de etiquetado de plaguicidas.

La problemática por el uso indiscriminado de agroquímicos en la Planicie Huasteca es común para el control de plagas, el productor recurre a realizar mezclas de insecticidas, alterar las dosis recomendadas o bien, incrementar el número de aplicaciones por temporada, ya que las huertas son asperjadas periódicamente en forma preventiva desde antes de la primera floración hasta la última cosecha. Sin embargo, el uso excesivo de insecticidas ocasiona serios problemas de contaminación ambiental, residuos tóxicos en las cosechas, eliminación de la fauna benéfica natural, incremento de los costos de producción y el desarrollo de la resistencia de las plagas a los insecticidas, por esta situación es necesario realizar un manejo adecuado (SAGARPA, EL barrenillo del Chile y su manejo en la planicie huasteca, 2001).

De acuerdo a lo anterior, se describen las características de los pesticidas utilizados en la zona, para conocer las plagas que erradican, tipo de exposición y las afectaciones a la salud que se han documentado.

El insecticida agrimec se utiliza para eliminar una plaga devastadora que afecta al jitomate, el gusano minador se alimenta de todas las partes de la planta durante cualquier etapa de su crecimiento creando perforaciones de gran tamaño en las hojas, el tallo, los brotes superiores, los frutos verdes y maduros, llegando a provocar pérdida total de la cosecha (Técnicoagrícola, 2013). Este insecticida está compuesto por ciclohexanol, butilhidroxitolueno y abamectina, este último no es biodegradable y es ligeramente móvil en el suelo. Tiene una toxicidad que varía de alta a extremadamente tóxico para invertebrados acuáticos y peces, específicamente para la trucha irisada de LC_{50} 0.247 mg/l con un tiempo de exposición de 96 h (Syngenta, Agrimec, 2018), además de ser altamente tóxico para las abejas. También es importante considerar los productos generados durante su degradación biológica ya que presenta un potencial moderado de bioacumulación en organismos acuáticos (INECC, Abamectina, 2010).

El insecticida ambush se utiliza para eliminar una plaga destructiva del chile conocida como el barrenillo, esta plaga en su estado larval daña las flores y frutos inmaduros que pueden quedar deformes y pequeños antes de caer al suelo, además los adultos también ocasionan daño al picar los frutos inmaduros para su alimentación, este daño no afecta la calidad de los chiles secos, a menos que este orientado al consumo en lata (SAGARPA, EL barrenillo del Chile y su manejo en la planicie huasteca, 2001). El insecticida está compuesto por permetrina, solvente de hidrocarburo y emulsionante. La permetrina, causa una leve irritación en ojos y la piel (UNA, Permetrina, 2010). Además, es altamente tóxica

para los organismos acuáticos, para la trucha irisada tiene una toxicidad de LC_{50} 2.5 $\mu\text{g/L}$ con un tiempo de exposición de 96 h, por lo que debe evitarse aplicar en áreas cercanas a cuerpos de agua (Syngenta, AgnNova Technologies, 2016).

El azufre se utiliza para eliminar la plaga de araña roja que se alimenta de la savia de la planta y suele estar en el revés de las hojas, donde perforan las células para succionar su contenido, lo que provoca una aparición de puntos amarillos. La destrucción de las células disminuye la fotosíntesis, aumenta la transpiración y reduce el crecimiento de la planta (Koppert, 2019). El azufre también elimina la negrilla que es un tipo de hongo que crece en la secreción pegajosa que producen plagas como los pulgones o las cochinillas (Cosasdeljardín, 2018). En este caso el azufre liberado al medio ambiente se oxida rápidamente por bacterias, microorganismos o por la presencia de oxígeno, formando compuestos orgánicos de azufre, además en el agua y suelo existen microorganismos que permiten la asimilación por parte de plantas y animales (GTM, 2016).

La citrolina es un aceite mineral que se utiliza para eliminar la negrilla y la mosca blanca que se absorbe fuertemente a los suelos y a la superficie de las hojas, por lo cual presenta una movilidad muy limitada. En insectos y ácaros ejerce su efecto mediante sofocación física, también puede afectar la incubación de los huevos de las aves cuando se aplica directamente sobre los nidos y en pulgas de agua se ha observado inmovilización y permanencia en la superficie del agua, pero no mortalidad (INECC, Aceite mineral, 2011). En cuanto a los efectos de exposición por contacto repetido o prolongado puede causar enrojecimiento, inflamación, resequedad, comezón, formación de grietas y riesgo de infección secundaria (PEMEX, 2010).

El etión se utiliza para eliminar la mancha negra principalmente de mandarinos, limones, limas, mandarinas, naranjas, donde únicamente se requiere sólo de un grupo reducido de árboles infectados para el desarrollo de una epidemia. La enfermedad afecta en las hojas con las lesiones circulares, en los frutos puede variar dependiendo de la temperatura y el estado de madurez, estas pueden profundizar la cáscara hasta 2 mm, sin afectar la parte comestible (SAGARPA, Mancha negra de los cítricos, 2016). En condiciones de uso agrícola tiene una tasa moderada de degradación en el suelo de 90 días con un potencial de bioacumulación moderado. Además, se considera altamente tóxico para peces y artrópodos acuáticos con valores de LC_{50} en 96 horas de 15 – 491 g/L (Hpm, 2013).

El folidol se utiliza para erradicar la mosca blanca que prolifera en climas templados y húmedos, por lo que surge en primavera y verano. La mosca blanca se alimenta de la savia de la planta y debilita los cultivos, deteniendo su desarrollo y provocando la pérdida de los frutos. También se utiliza para eliminar la tortuguilla en jitomate que se caracteriza por ocasionar pequeñas perforaciones en flores y el follaje, al ser la infestación severa permite el ingreso de patógenos secundarios. Además, puede transmitir patógenos, que incluyen varios hongos, bacterias y virus (Ecured, 2006), como el barrenillo en el chile, el gusano cogollero en el maíz que puede atacarlo desde su germinación hasta la madurez del cultivo (Lezaun J., 2014) y el gusano barrenador también en el maíz, donde la larva ataca a todas

las partes de la planta, desde los primeros días de edad del cultivo hasta la cosecha, siendo más grave los daños en plantas jóvenes, excepto las raíces fibrosas (INIAP, 1992).

El folidol también elimina el pulgón en cítricos que es una plaga habitual en primavera y verano o zonas con exceso de fertilizantes, estos absorben la savia de las hojas y segregan una sustancia que impide la fotosíntesis, además son unos grandes transmisores de virus, ya que pican a una planta infectada y al picar en otra sana. La plaga de pulgón también viene acompañada de una plaga de hormigas, la melaza que los pulgones segregan es el alimento perfecto para las hormigas y estas los protegen de sus depredadores como las mariquitas (BayerGarden, 2017).

En cuanto al contenido del folidol está compuesto por metilparatión (Bayer, Productos fitosanitarios Folidol CS, 2000) debido a que puede ser perjudicial para los seres humanos, la EPA ha restringido su uso, ya que al estar en contacto con agua y aire, el metilparatión es degradado por la luz solar a una sustancia más tóxica llamada paraoxón (ATSDR, 2016). La exposición breve a niveles muy altos de metilparatión en el aire o el agua puede causar mareo, confusión, dolores de cabeza, dificultad para respirar, opresión del pecho, vómitos, diarrea, calambres, visión borrosa, sudor, pérdida del conocimiento, daños al sistema nervioso, hasta la muerte (ATSDR, 2016). Además, este plaguicida muestra una toxicidad distinta para varios grupos de organismos, en crustáceos e insectos varía de alta a extremadamente alta, en peces y zooplancton de ligera a extremadamente alta, en anfibios y moluscos de ligera a moderada y en anélidos de moderada a alta. Es ligeramente tóxico para plantas acuáticas y moderadamente tóxico para aves, nemátodos y gusanos planos, en el caso de las abejas se han registrado mortandades incluso bajo dosis recomendadas (INECC, Paration_metilico, 2007).

El gusathion se utiliza para eliminar el pulgón y el barrenillo en Chile, este insecticida contiene azinfos metil que tiene una toxicidad de moderada a extremadamente alta para diferentes especies de vida silvestre, incluyendo anfibios, crustáceos, moluscos, mamíferos, insectos y peces, en estos últimos puede causar fallas en el sistema nervioso, nado errático, convulsiones, movimiento rápido de las branquias, parálisis y muerte. Está considerado como altamente peligroso por la OMS, al ser muy tóxico por inhalación y por ingestión (UNA, Azinfos-metil, 2010).

El lannate se utiliza para eliminar el gusano cogollero y el gusano barrenador, este insecticida contiene metomil, ciclohexanona y metanol, está clasificado por la OMS como altamente tóxico (UNA, Metomil, 2010), además es peligroso para los organismos acuáticos como el pimephales promelas con valores de LC50 en 96 horas de 28 - 100 mg/L (DuPont, 2013).

El naled es un insecticida organofosforado que se utiliza para eliminar la araña roja, este insecticida puede causar una reacción alérgica, irritación dérmica y ocular, que está clasificado por la OMS como moderadamente peligroso (UNA, Naled, 2010). Su toxicidad varía de alta a extremadamente alta en insectos y zooplancton, de moderada a extremadamente alta en crustáceos y peces, en aves y mamíferos es de moderada a alta y de ligera a moderada en anfibios (INECC, Naled, 2007).

El tamaron se utiliza para erradicar el gusano minador, la mosca blanca, el pulgón, la araña y la negrilla, en este caso hay dos tipos, el tamaron 50 que contiene metamidofos, dietilenglicol y éter alquilfenolpoliglicólico, este insecticida causa irritación en los ojos, es tóxico en contacto con la piel y muy tóxico por ingestión (Bayer, Tamaron 50SL, 2000). Por otro lado, el tamaron 600 contiene únicamente metamidofos, este insecticida es tóxico al contacto con la piel y al ser ingerido (BayerCropScience, 2002). Los metamidofos están considerados como altamente peligrosos por la OMS, además de ser muy tóxico para organismos acuáticos y medianamente tóxico para anfibios (UNA, Metamidofos, 2010).

El thiodan se utiliza para eliminar el gusano minador, este insecticida contiene endosulfán, disolventes aromáticos ligeros, alquil benceno sulfonato. El endosulfán está clasificado como moderadamente peligroso por la OMS y altamente tóxico por la EPA, puede causar irritación en la piel, lesiones oculares graves y tóxico al ser ingerido (Aventis, 2001). Además, es extremadamente tóxico para peces e invertebrados acuáticos, en organismos bentónicos produce pérdida del equilibrio, inmovilidad e inhibe su comportamiento normal de enterrarse. Asimismo, en moluscos afecta la duración del periodo de desove. Es ligera a moderadamente tóxico para las abejas, también afecta la fotosíntesis en algas y otras plantas acuáticas, así como la inhibición de germinación y crecimiento (INECC, Endosulfan, 2007).

El paratión es un pesticida organofosforado que se utiliza para eliminar la araña roja y el gusano cogollero, sin embargo, la EPA ha clasificado al paratión en el grupo C de carcinogenicidad como posiblemente cancerígeno en seres humanos y la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha puesto al paratión en el grupo 2B, posiblemente cancerígeno en seres humanos. Por lo que el paratión al contacto en piel y ojos, puede provocar una intoxicación rápida con síntomas como dolor de cabeza, sudor, náusea, vómito, diarrea, pérdida de la coordinación, hasta la muerte. Al ser inhalado puede causar irritación al pulmón, un edema pulmonar y hasta causar depresión, ansiedad o irritabilidad, también puede afectar el sistema nervioso, ya que regularmente se disuelve el paratión en un disolvente como tolueno o xileno (NJHealth, 2010).

El paratión en el aire es transformado rápidamente por la luz solar y ozono en dos o tres semanas, en un producto de degradación paraoxón (ASTDR, 2017). El paraoxón es uno de los organofosforados que más mortalidad ha causado en la fauna silvestre, puede causar efectos crónicos en la reproducción de las aves y está incluido en la lista del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) de plaguicidas reportados como disruptores endocrinos y/o con efectos reproductivos, además, es de alta a medianamente tóxico para anfibios (UNA, Paration, 2010).

En un estudio en el año 2009, se realizó una identificación de los productos de degradación del paratión en el agua de río, por lo que proponen la ruta de degradación representada en la figura 4.1, en la cual se muestra que el paratión se convierte en paraoxón a través de la oxidación. Tanto el paratión como sus derivados oxo pueden hidrolizarse para producir 4-nitrofenol. Por lo tanto, la hidrolización del grupo (O) S = P – O ocurre antes y después de la oxidación (Xueheng Z., 2009).

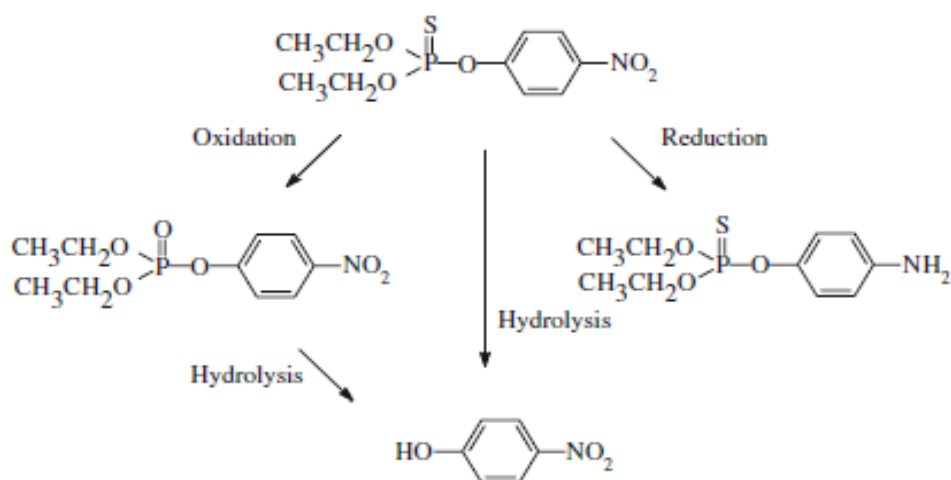


Figura 4.1. Vía de degradación propuesta del paratión (Xueheng Z., 2009)

De acuerdo a lo descrito anteriormente, es importante considerar las posibles rutas de degradación de cada uno de los plaguicidas y la posible reacción con las concentraciones de nitrógeno de la zona de estudio. De manera general, los microorganismos fijadores de nitrógeno capturan el nitrógeno atmosférico N_2 al convertirlo en amoníaco NH_3 , el cual puede ser absorbido y utilizado por las plantas. Cuando el NH_3 se disuelve en agua, acepta H^+ de una molécula de agua en una reacción reversible, y este se ioniza ligeramente cuando sufre esta reacción y produce iones OH^- .

Las aminas son compuestos básicos derivados del amoníaco en el que uno o más átomos de hidrógeno se han remplazado por grupos orgánicos alquilo o arilo, los compuestos formados con un peso molecular bajo son solubles en agua, sin embargo, el problema de la presencia de aminas es que algunas tienen efectos tóxicos sobre el organismo (Whitten K., 1999). Si la concentración de nitrógeno y el valor de pH, aumenta con el constante uso de plaguicidas y fertilizantes, el nitrógeno puede convertirse en nucleofílico, y de esta manera ser un catalizador para la posible reacción con plaguicidas y la formación de aminas.

Además, la contaminación causada por los fertilizantes y el uso excesivo de materiales orgánicos, presenta un problema por la cantidad de nitrógeno en forma orgánica e inorgánica que se oxidarán y terminarán como nitrato, que puede acumularse en la zona superior de los acuíferos. Todas las actividades agrícolas presentan una mayor o menor interferencia con el entorno, ya que modifican directa o indirectamente las condiciones de escorrentía, infiltración y evaporación (Alfoldi L., 1981).

El fertilizante a base de nitrógeno ha contribuido de manera importante a la producción mundial de alimentos, desde 1962 hasta 2001, la producción de cereales, carne y fertilizantes a base de nitrógeno aumentaron en un 140%, 230% y 600%, respectivamente (Smil V., 2002).

Sin embargo, el exceso de fertilizante puede llevar a una serie de problemas directamente relacionados con la salud humana como enfermedades respiratorias provocadas por la exposición a altas concentraciones de ozono y partículas finas, además de la vulnerabilidad del ecosistema a la acidificación de los suelos y la eutrofización (Goulding K., 2004). Por lo que es importante conocer el tipo de ecosistema, las características del suelo, las prácticas de cultivo, las condiciones climáticas prevalecientes y los fertilizantes usados, en México la NOM-182-SSA1-2010, establece las características y especificaciones de etiquetado en nutrientes vegetales. En la zona de estudio se utilizan los fertilizantes descritos a continuación.

El cloruro de potasio se utiliza para fertilizar el jitomate y el maíz en suelos arenosos o en suelos que se han utilizado para la agricultura por largo tiempo. Sin embargo, al estar en contacto con el fertilizante, puede causar irritación en piel y ojos, al ser ingerido o inhalado puede ocasionar irritación en los órganos digestivos y vías respiratorias. Además, es tóxico para peces como la mojarra oreja azul (*Lepomis macrochirus*) a un $LC_{50} = 5500$ mg/l en 24 horas (ISUSA, 2002).

El nitrato de amonio se mueve fácilmente con el agua hasta llegar hacia las raíces, donde el amonio es absorbido o es convertido gradualmente en nitrato por los microorganismos del suelo. Por otro lado, en caso de ser inhalado puede causar irritación, pero en ambientes muy contaminados puede causar cianosis, náuseas, vértigo, taquicardia, vómito y dolor abdominal (Fermagri, 2018).

El sulfato de amonio es un producto ácido que contiene amonio NH_4^+ y azufre en forma de sulfato SO_4^{2-} , por lo que se utiliza en suelos calizos y alcalinos para cultivos de alfalfa, cebolla, ajo, trigo, cebada, maíz, sorgo y caña de azúcar. En el suelo el anión sulfato SO_4^{2-} es absorbido por las plantas, sin embargo, el riego de lixiviación puede ocurrir en suelos arenoso (BioTerra, 2009).

El triple 17 contiene nitrógeno, fósforo y potasio se utiliza para mejores resultados de floración, producción y tamaño de todo tipo de plantas florales, frutales, hortalizas y de ornato. Es un producto ligeramente tóxico para el hombre y animales domésticos. Este se aplica directamente al suelo y no se disuelve antes de su aplicación (RoyalGarden, 2010).

La urea se emplea como fertilizante en cítricos y jitomate. Este fertilizante provee nitrógeno a la planta, ya que lentamente puede liberar amoníaco y degradarse a nitrato, aunque es lenta y menos tóxica que las sales de amoníaco, no es acumulativo al aplicarse en cantidades adecuadas en las prácticas agropecuarias, además al liberarse a la atmósfera, se degrada rápidamente teniendo una vida media de 9.6 hrs. Sin embargo, puede causar irritación en la piel, los ojos y en las vías respiratorias, en altas concentraciones pueden causar edema pulmonar, irritación gástrica por liberación de ácido sulfuroso, trastornos circulatorios y depresión del sistema nervioso central (UNA, Urea MSDS, 2016).

4.4 Evaluación de la presencia determinada de nitrógeno superficial en el recurso hídrico y sus efectos a la biodiversidad del entorno de la zona de estudio.

El riesgo de contaminación de aguas subterráneas y superficiales por compuestos químicos aplicados está estrechamente relacionado con una combinación de factores como las propiedades fisicoquímicas de los compuestos, las prácticas agrícolas y la precipitación en el sitio, así como la interacción entre el aumento de la agricultura en el área y la creciente demanda de agua (Pacioni E., 2010).

Los residuos de pesticidas pueden ingresar al ecosistema a través de la precipitación, la lixiviación, la deriva de la aspersión, la descarga de aguas residuales y otras rutas (Rice E., 2012).

4.4.1 Regresión lineal múltiple

Este tipo de regresión se presenta cuando dos o más variables independientes influyen sobre una variable dependiente, el propósito es conocer más sobre la relación entre varias variables independientes o predictoras y una variable dependiente.

La regresiva lineal múltiple se calcula con la ecuación 4.1

$$y = a + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + \dots + b_nx_n$$

Ecuación 4.1. Regresión lineal múltiple

Donde a es la ordenada al origen, las x son las variables independientes, y es la variable dependiente, b son los coeficientes de las variables independientes y son la pendiente de cada variable independiente. Una regresión que contiene más de una variable independiente se llama regresión lineal múltiple (Cheng-Few L., 2016). Este método se utiliza determinar la relación entre los resultados de la cantidad de nitratos, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total y nitritos de los muestreos realizados en temporada de secas y lluvias con las variables independientes pH, temperatura, NDWI clasificado en suelos con humedad con valor de uno y suelo sin humedad con valor de cero, NDVI está clasificado en suelos con vegetación con valor de cero y suelos con vegetación con valor de uno, en el caso del agua se tomó como cero, además de la radiación neta para cada punto de muestreo.

Para poder resolver la relación se utiliza el programa Excel, con la herramienta XLSTAT, se instala e inicia, se elige el comando Modelar y predecir y el comando regresión lineal. Posteriormente aparece la ventana donde se elige en la variable y, la columna del parámetro que nos interesa conocer su relación con las variables independientes, en este caso nos interesa las concentraciones de nitratos, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitrógeno total, que se analizaran de manera independiente y por muestreo, en la variable x, se eligen las

variables independientes. Al dar clic en continuar y para los resultados se selecciona estadística descriptiva, correlaciones, análisis de varianza, tipo I/III SS, coeficientes estandarizados y predicciones.

Los resultados nos proporcionan varios datos que nos servirán para determinar la relación, el primero de ellos es el coeficiente de ajuste del modelo R^2 , este coeficiente entre más cerca está de 1 es mejor el modelo. En la prueba de Fisher (F), podemos conocer si las variables explicativas originan una cantidad de información significativa al modelo y por último los coeficientes de regresión estandarizados, permiten comparar directamente la influencia relativa de las variables explicativas sobre la variable dependiente (XLSTAT, 2017). De esta manera se obtienen los valores del modelo de cada variable independiente, se obtiene una ecuación para cada variable dependiente, esta ecuación se utiliza para crear el ráster en ArcMap.

Con base a la información descrita se obtiene el ráster para cada parámetro analizado químicamente, es importante considerar que el muestreo no cubre por completo el polígono delimitado, ya que los puntos del muestreo de suelo fueron tomados cerca del canal, por lo que puede presentar variaciones el ráster con los resultados de laboratorio. A continuación, se presentan los resultados del análisis por regresión lineal múltiple del primer muestreo realizado en el mes de marzo del 2019 de agua y suelo, primero se describen los resultados de nitrógeno amoniacal. Los datos obtenidos del análisis de Excel, da un resultado del coeficiente R^2 de 0.276, al estar cerca de cero significa que las variables tienen muy poca relación entre sí, es decir la concentración de nitrógeno amoniacal no depende por completo de las variables consideradas, en este caso los valores de pH, temperatura, NDVI, NDWI y radiación neta. Este resultado nos indica que las variables consideradas no ajustan por completo al comportamiento de los resultados de nitrógeno amoniacal que son de 0 a 21.375 mg/l y en la figura 4.1 el rango es mayor, hay que considerar que la formación de este elemento en condiciones normales proviene de la degradación natural del nitrógeno orgánico de la materia orgánica que por acción bacteriana se va oxidando gradualmente a nitritos y finalmente a nitratos, además la cantidad natural de nitrógeno amoniacal se ve afectado por la cantidad de aguas residuales que se descarguen en la zona.

El valor de F del modelo es de 0.016, el valor es menor a 0.05 por lo que es un modelo significativo, en la tabla 4.1 se muestran las variables que componen la ecuación 4.2 del modelo. Posteriormente en ArcMap se agregan los resultados del muestreo y se calcula la ecuación obtenida de la regresión lineal múltiple con la herramienta ráster calculator y se obtiene el mapa que se muestra en la figura 4.1.

$$\text{Nitrógeno amoniacal} = -11.6145209753388 + 1.81089162222117 * \text{pH} + 0.0183001438154445 * \text{Temperatura} + 2.74594381206175 * \text{NDVI} + 3.53804991795215 * \text{NDWI} - 0.106526165776494 * \text{Radiación Neta}$$

Ecuación 4.2 del modelo (Nitrógeno Amoniacal)

Tabla 4.1 Coeficientes del modelo

Fuente	Valor
Intercepción	-11.615
pH	1.811
Temperatura	0.018
NDVI	2.746
NDWI	3.538
Radiación neta	-0.107

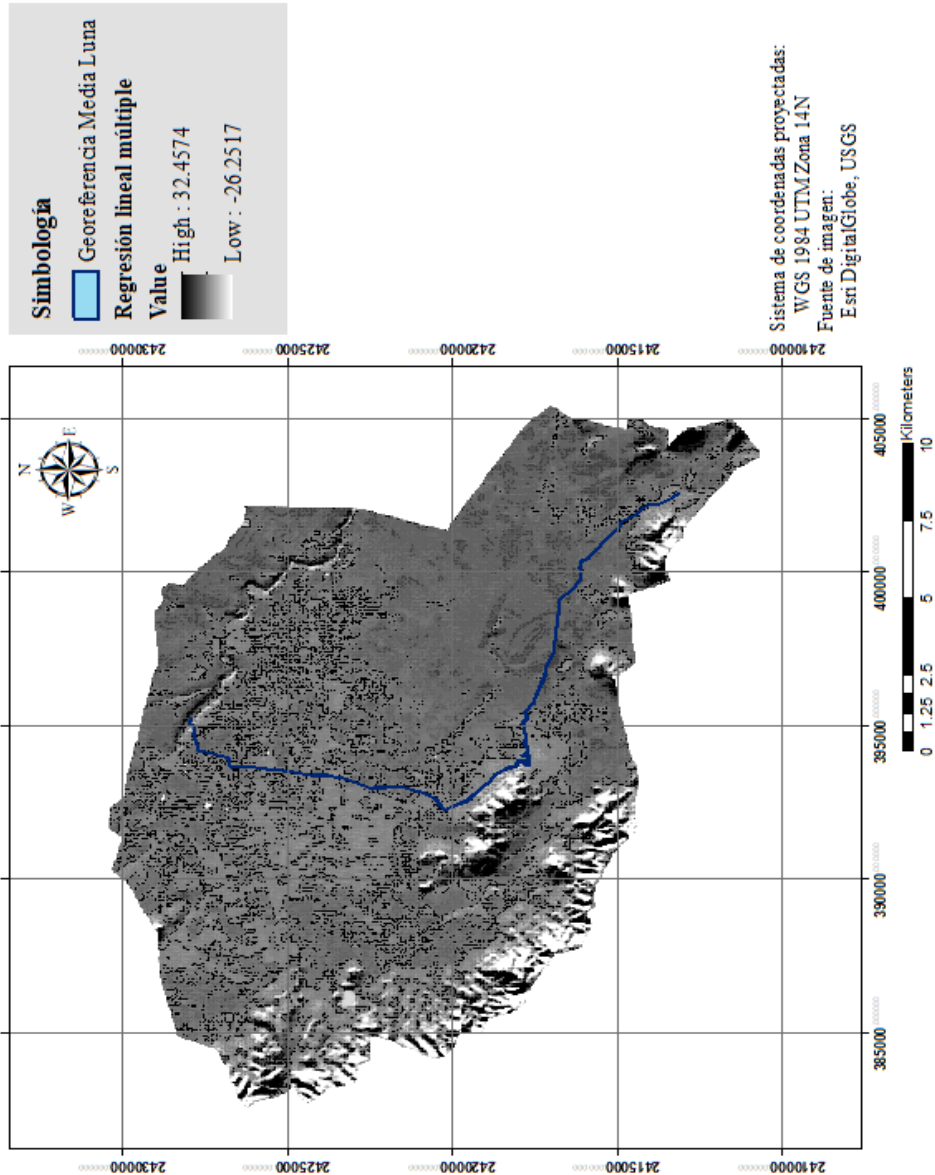


Figura 4.1 Mapa del modelo de nitrógeno amoniacal

Los resultados del contenido de nitratos también del primer muestreo en agua y suelo. Los datos obtenidos del análisis de Excel, da un resultado del coeficiente R^2 de 0.401, en este caso hay una mayor relación ya que en las variables además de pH, temperatura, NDVI, NDWI y radiación neta, se agregaron los resultados de nitrógeno amoniacal, sin embargo, en el resultado nos indica que las variables consideradas no ajustan por completo al comportamiento de los resultados de nitrógeno amoniacal que son de 0.5 a 447.5 mg/l y en la figura 4.2 el rango es menor, en el modelo los valores de las variables no alcanzan a considerar un valor tan alto de 447.5 mg/l, por lo que debe de haber una variable más en ese punto que está afectando la calidad del agua, además se debe que considerar que los nitratos se forman en la naturaleza por la descomposición de compuestos nitrogenados como las proteínas o la urea, en esta descomposición se forma amoniaco o amonio, donde la nitrificación es el proceso a través del cual las bacterias nitrificantes transforman el amonio en nitrato que en presencia de oxígeno éste es oxidado por microorganismos nitrobacter que transforman el nitrito en nitrato, además se debe considerar la cantidad de fertilizante que se utiliza en la agricultura, como ya se mencionó contienen nitratos.

El valor de F del modelo es de 0.001, el valor es menor a 0.05 por lo que es un modelo significativo, en la tabla 4.2 se muestran las variables que componen la ecuación 4.3 del modelo. Posteriormente en ArcMap se agregan los resultados del muestreo y se calcula la ecuación obtenida de la regresión lineal múltiple con la herramienta ráster calculator y se obtiene el mapa que se muestra en la figura 4.2.

$$\text{Nitratos} = 487.890439269456 - 90.03343818751 * \text{pH} + 6.07930480488804 * \text{Temperatura} + 70.940496836773 * \text{NDVI} + 31.1651047755943 * \text{NDWI} + 0.401697190784704 * \text{Radiación Neta} + 5.64131259098876 * \text{Nitrógeno amoniacal}$$

Ecuación 4.3 del modelo (Nitratos)

Tabla 4.2 Coeficientes del modelo

Fuente	Valor
Intercepción	487.890
pH	-90.033
Temperatura	6.079
NDVI	70.940
NDWI	31.165
Radiación neta	0.402
Nitrógeno amoniacal	5.641

REGRESIÓN MÚLTIPLE DE NITRATO PRIMER MUESTREO

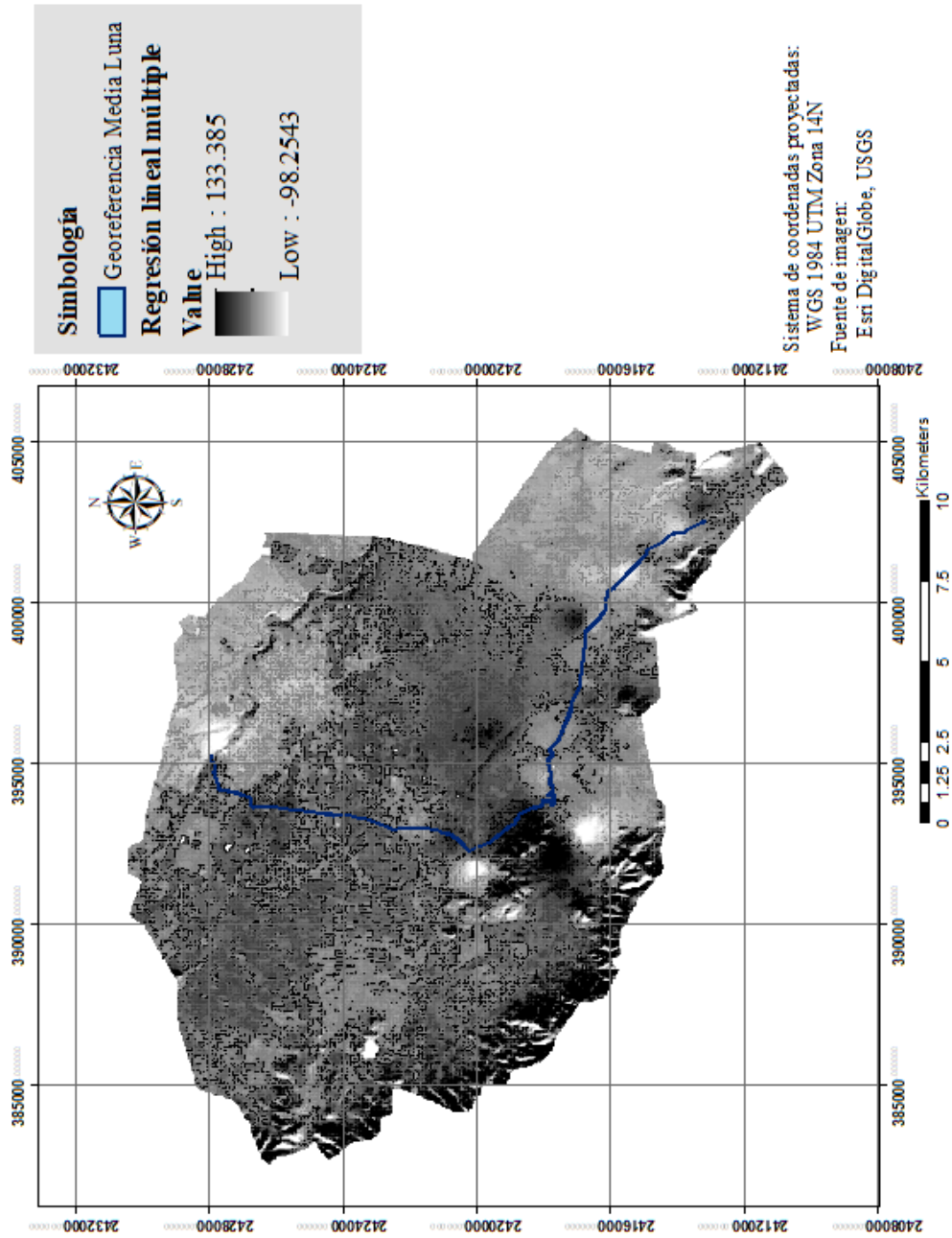


Figura 4.1 Mapa del modelo de nitrógeno amoniacal

Los resultados del contenido de nitratos también del primer muestreo en agua y suelo. Los datos obtenidos del análisis de Excel, da un resultado del coeficiente R^2 de 0.401, en este caso hay una mayor relación ya que en las variables además de pH, temperatura, NDVI, NDWI y radiación neta, se agregaron los resultados de nitrógeno amoniacal, sin embargo, en el resultado nos indica que las variables consideradas no ajustan por completo al comportamiento de los resultados de nitrógeno amoniacal que son de 0.5 a 447.5 mg/l y en la figura 4.2 el rango es menor, en el modelo los valores de las variables no alcanzan a considerar un valor tan alto de 447.5 mg/l, por lo que debe de haber una variable más en ese punto que está afectando la calidad del agua, además se debe que considerar que los nitratos se forman en la naturaleza por la descomposición de compuestos nitrogenados como las proteínas o la urea, en esta descomposición se forma amoniaco o amonio, donde la nitrificación es el proceso a través del cual las bacterias nitrificantes transforman el amonio en nitrato que en presencia de oxígeno éste es oxidado por microorganismos nitrobacter que transforman el nitrito en nitrato, además se debe considerar la cantidad de fertilizante que se utiliza en la agricultura, como ya se mencionó contienen nitratos.

El valor de F del modelo es de 0.001, el valor es menor a 0.05 por lo que es un modelo significativo, en la tabla 4.2 se muestran las variables que componen la ecuación 4.3 del modelo. Posteriormente en ArcMap se agregan los resultados del muestreo y se calcula la ecuación obtenida de la regresión lineal múltiple con la herramienta ráster calculator y se obtiene el mapa que se muestra en la figura 4.2.

$$\text{Nitratos} = 487.890439269456 - 90.03343818751 * \text{pH} + 6.07930480488804 * \text{Temperatura} + 70.940496836773 * \text{NDVI} + 31.1651047755943 * \text{NDWI} + 0.401697190784704 * \text{Radiación Neta} + 5.64131259098876 * \text{Nitrógeno amoniacal}$$

Ecuación 4.3 del modelo (Nitratos)

Tabla 4.2 Coeficientes del modelo

Fuente	Valor
Intercepción	487.890
pH	-90.033
Temperatura	6.079
NDVI	70.940
NDWI	31.165
Radiación neta	0.402
Nitrógeno amoniacal	5.641

REGRESIÓN MÚLTIPLE DE NITRATO PRIMER MUESTREO

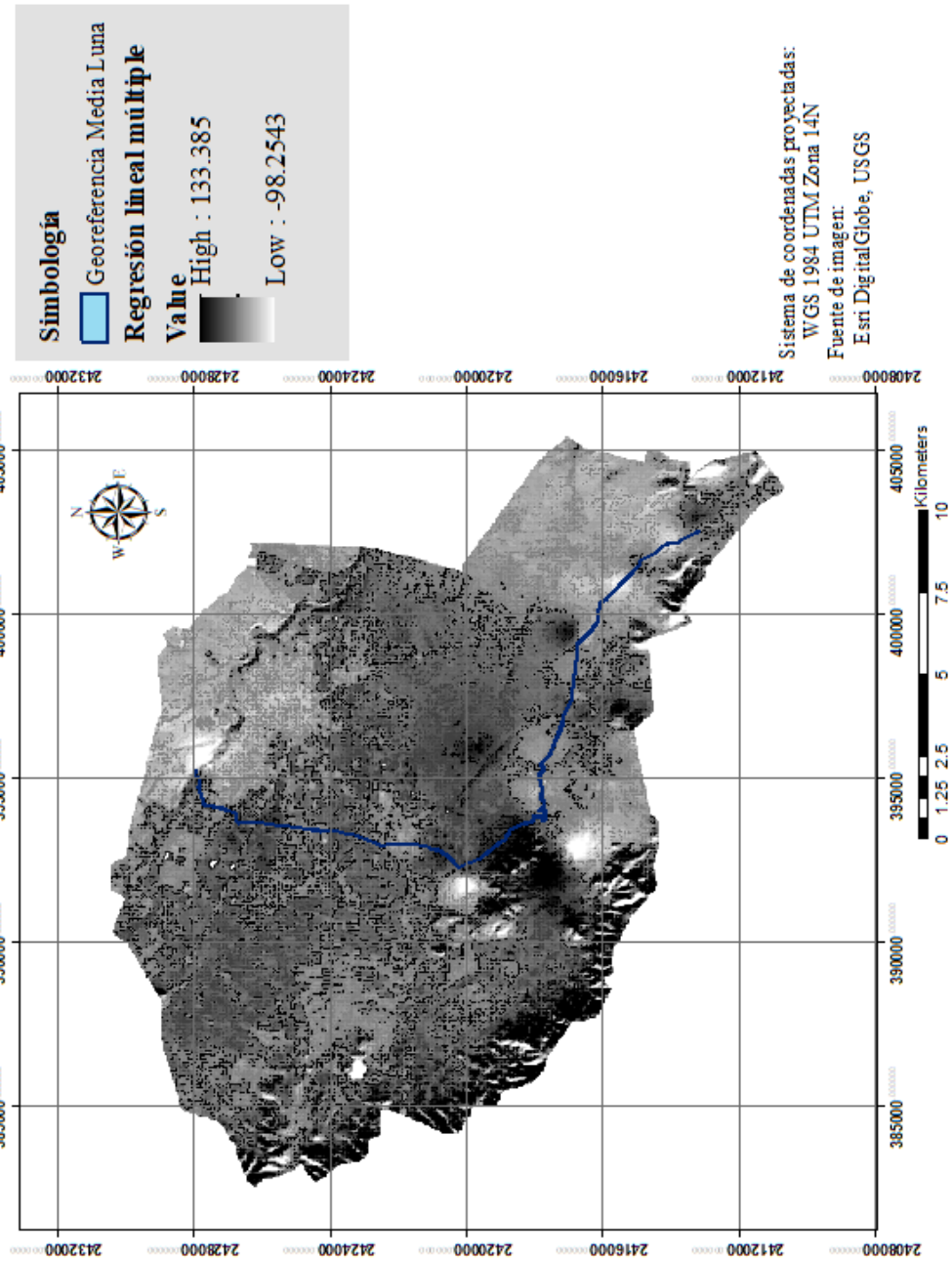


Figura 4.2 Mapa del modelo de nitratos

Los resultados del análisis por regresión lineal múltiple del segundo muestreo realizado en el mes de mayo del 2019 de agua y suelo, para los resultados de nitrógeno amoniacal, los datos obtenidos del análisis de Excel, da un resultado del coeficiente R^2 de 0.319, lo que significa que la concentración de nitrógeno amoniacal no depende por completo de las variables consideradas, en este caso los valores de pH, temperatura, NDVI, NDWI y radiación neta. Este resultado nos indica que las variables consideradas no ajustan por completo al comportamiento de los resultados de nitrógeno amoniacal que son de 0.0625 a 32.5 mg/l y en la figura 4.3 el rango es mayor, se debe considerar las mismas condiciones que en el primer muestreo.

El valor de F del modelo es de 0.013, el valor es menor a 0.05 por lo que es un modelo significativo, en la tabla 4.3 se muestran las variables que componen la ecuación 4.4 del modelo. Posteriormente en ArcMap se agregan los resultados del muestreo y se calcula la ecuación obtenida de la regresión lineal múltiple con la herramienta ráster calculator y se obtiene el mapa que se muestra en la figura 4.3.

$$\text{Nitrógeno amoniacal} = 8.83569816331823 + 0.138290797157015 * \text{pH} - 0.289205914958161 * \text{Temperatura} + 7.48136535468395 * \text{NDVI} - 0.660302585367206 * \text{NDWI} - 0.0019385924295809 * \text{Radiación Neta}$$

Ecuación 4.4 del modelo (Nitrógeno amoniacal)

Tabla 4.3 Coeficientes del modelo

Fuente	Valor
Intercepción	8.836
pH	0.138
Temperatura	-0.289
NDVI	7.481
NDWI	-0.660
Radiación neta	-0.002

REGRESIÓN MÚLTIPLE DE NITRÓGENO AMONICAL SEGUNDO MUESTREO

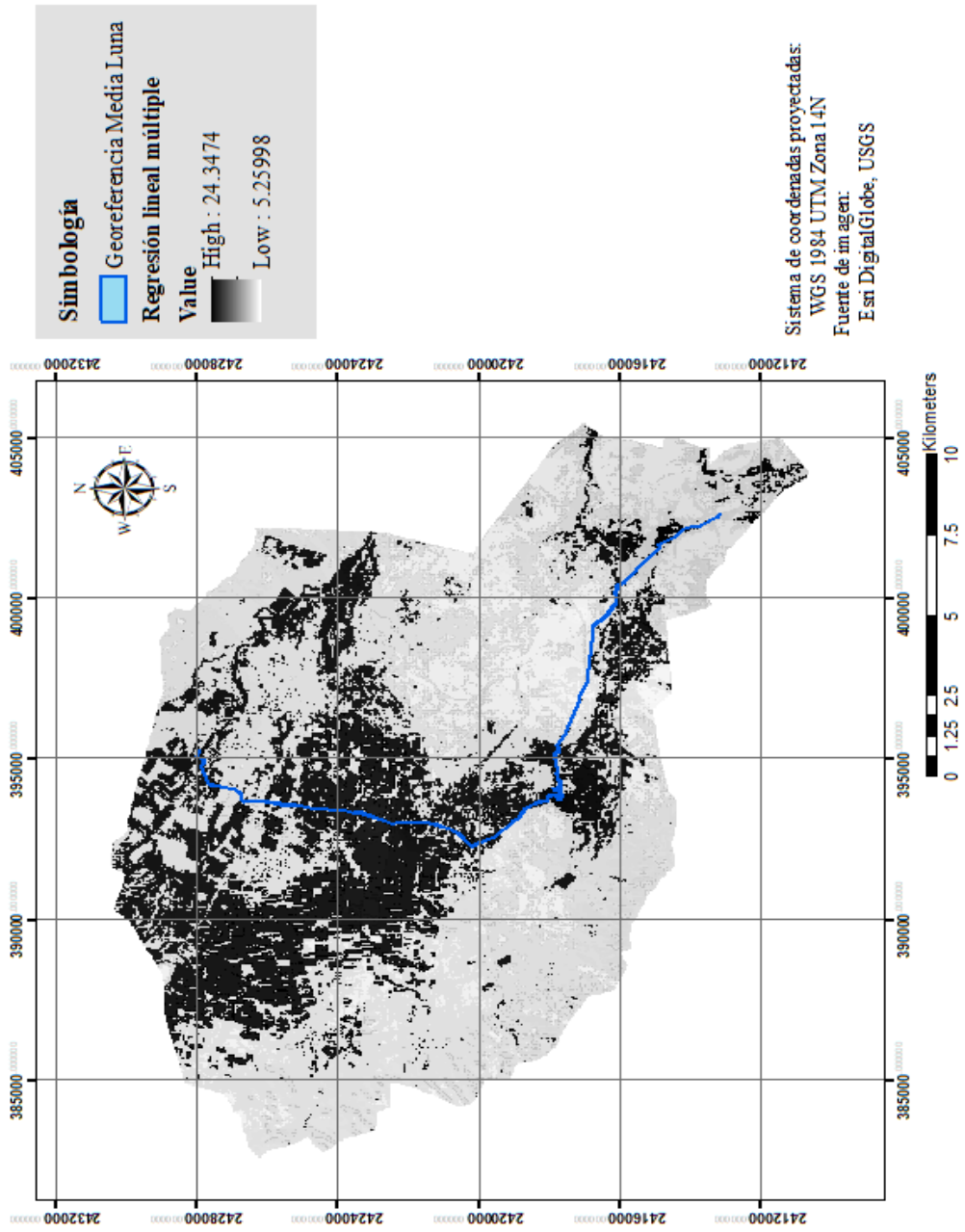


Figura 4.3 Mapa del modelo de nitrógeno amoniacal

Los resultados del contenido de nitratos también del segundo muestreo en agua y suelo, obtenidos del análisis de Excel, da un resultado del coeficiente R^2 de 0.401, en este caso hay una mayor relación ya que en las variables además de pH, temperatura, NDVI, NDWI y radiación neta, se agregaron los resultados de nitrógeno amoniacal, sin embargo, en el resultado nos indica que las variables consideradas no ajustan por completo al comportamiento de los resultados de nitrógeno amoniacal que son de 1.2 a 780 mg/l y en la figura 4.4 el rango es menor, en el modelo los valores de las variables no alcanzan a considerar un valor tan alto de 780 mg/l, por lo que debe de haber una variable más en ese punto que está afectando la calidad del agua, además se debe considerar lo previamente explicado en los resultados del primer muestreo.

El valor de F del modelo es de 0.170, el valor es mayor a 0.05 por lo que no es un modelo significativo, únicamente NDVI presenta un buen valor de F de 0.009 es el que puede explicar la variabilidad en el modelo, en la tabla 4.4 se muestran las variables que componen la ecuación 4.5 del modelo. Posteriormente en ArcMap se agregan los resultados del muestreo y se calcula la ecuación obtenida de la regresión lineal múltiple con la herramienta ráster calculator y se obtiene el mapa que se muestra en la figura 4.4.

$$\text{Nitratos} = 778.290322766563 - 63.0638283684758 * \text{pH} - 9.01654786581375 * \text{Temperatura} + 148.87887484196 * \text{NDVI} - 0.417360299912262 * \text{Radiación Neta} - 1.69730754006351 * \text{Nitrógeno amoniacal}$$

Ecuación 4.5 del modelo (Nitratos)

Tabla 4.4 Coeficientes del modelo

Fuente	Valor
Intercepción	778.290
pH	-63.064
Temperatura	-9.017
NDVI	148.879
NDWI	-0.417
Radiación neta	-1.697

REGRESIÓN MÚLTIPLE DE NITRATO SEGUNDO MUESTREO

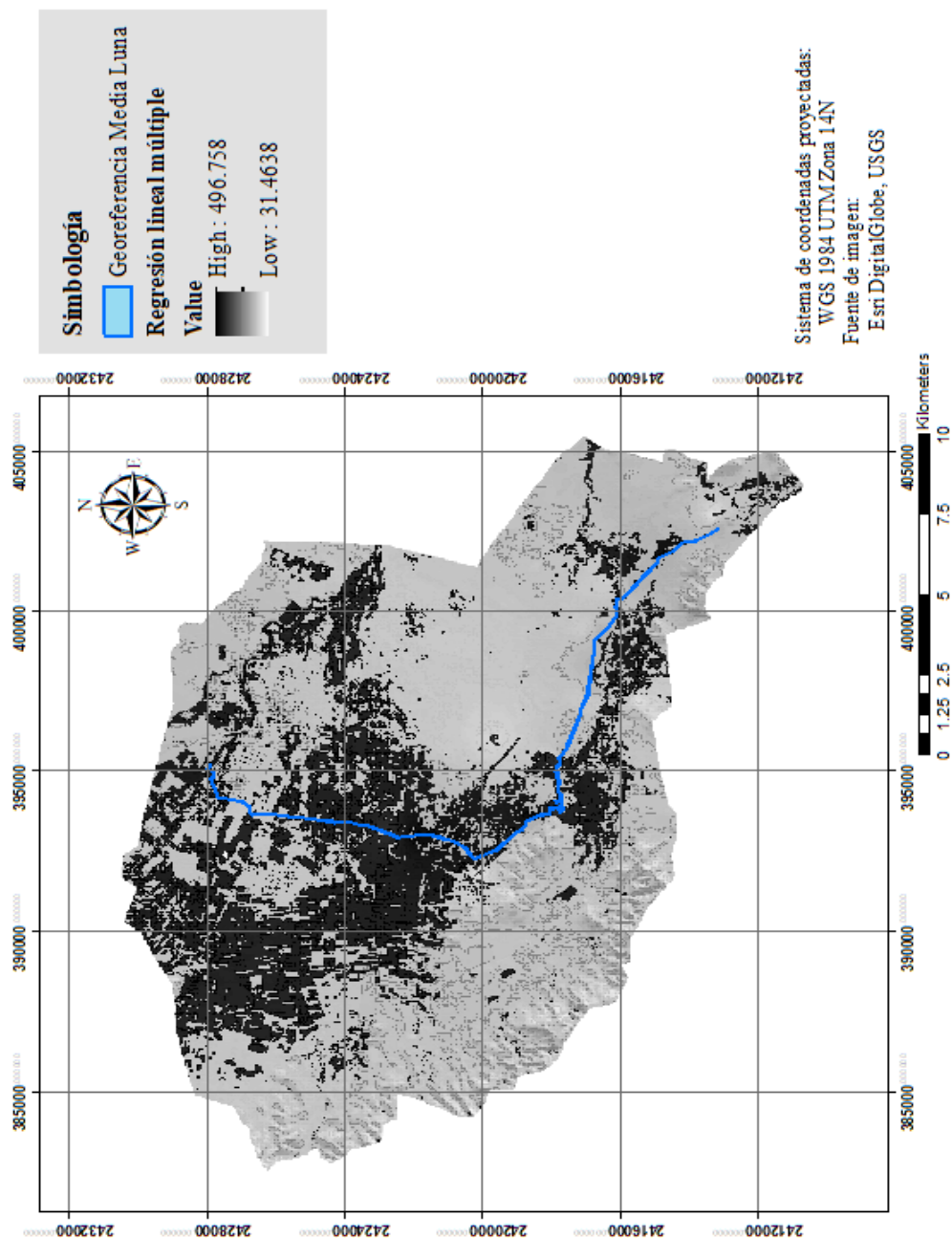


Figura 4.4 Mapa del modelo de nitratos

Los resultados del contenido de nitritos del segundo muestreo en suelo, de igual manera obtenidos del análisis de Excel, da un resultado del coeficiente R^2 de 0.315, en este caso hay una mayor relación ya que en las variables además de pH, temperatura, NDVI, NDWI y radiación neta, se agregaron los resultados de nitrógeno amoniacal, sin embargo, en el resultado nos indica que las variables consideradas no ajustan por completo al comportamiento de los resultados de nitrógeno amoniacal que son de 0 a 38.125 mg/l y en la figura 4.5 el rango es mayor, en este caso la variable faltante son los nitritos, y aunque se realizó el análisis para suelo, en el agua únicamente se midió nitratos y nitrógeno amoniacal, ya que entre el nitrógeno amoniacal y los nitratos, el paso intermedio son los nitritos, proceso conocido como nitrificación, parte del ciclo del nitrógeno, además no todo el nitrógeno amoniacal se convierte a nitratos.

El valor de F del modelo es de 0.455, el valor es mayor a 0.05 por lo que no es un modelo significativo, únicamente nitrógeno amoniacal presenta un mejor valor de F de 0.147 es el que puede explicar la variabilidad en el modelo, en la tabla 4.5 se muestran las variables que componen la ecuación 4.6 del modelo. Posteriormente en ArcMap se agregan los resultados del muestreo y se calcula la ecuación obtenida de la regresión lineal múltiple con la herramienta ráster calculator y se obtiene el mapa que se muestra en la figura 4.5.

$$\text{Nitritos} = -19.7709420883378 - 2.27978911150433 * \text{pH} + 0.789840244376852 * \text{Temperatura} - 2.01161988208086 * \text{NDVI} + 0.424788433867408 * \text{Radiación Neta} + 0.504202796934768 * \text{Nitrógeno amoniacal}$$

Ecuación 4.6 del modelo (Nitritos)

Tabla 4.5 Coeficientes del modelo

Fuente	Valor
Intercepción	-19.771
pH	-2.280
Temperatura	0.790
NDVI	-2.012
Radiación neta	0.425
Nitrógeno amoniacal	0.504

REGRESIÓN MÚLTIPLE DE NITRITO SEGUNDO MUESTREO

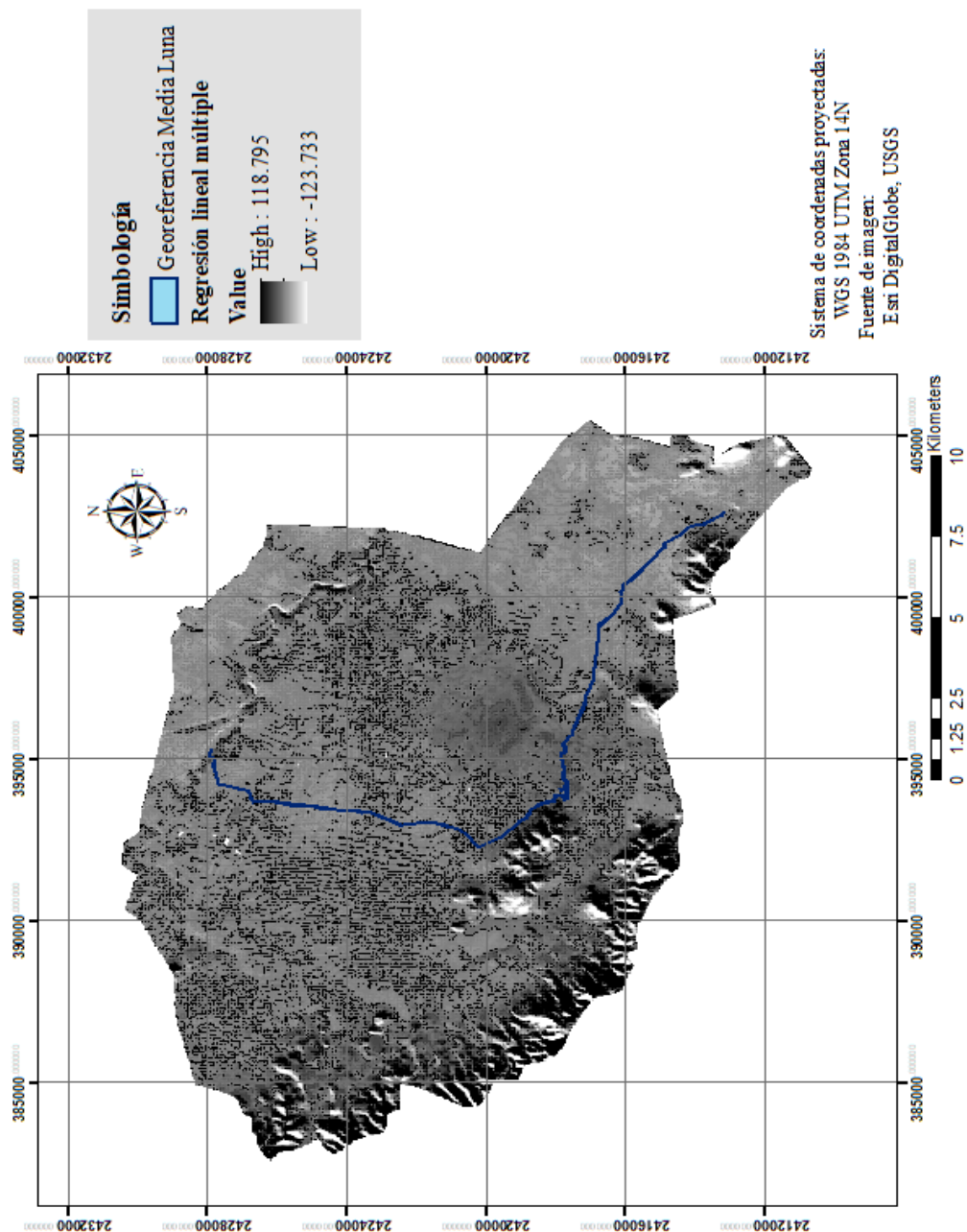


Figura 4.5 Mapa del modelo de nitritos

Los resultados del contenido de nitrógeno total del segundo muestreo en algunas muestras de suelo, de igual manera obtenidos del análisis de Excel, da un resultado del coeficiente R^2 de 1, este valor significa que las variables tienen una excelente relación, los valores pueden ser de 0 a 1, es decir la concentración de nitrógeno total depende por completo de las variables consideradas en este caso se consideraron las variables de temperatura, NDWI y radiación neta, los resultados del análisis químico de nitrógeno amoniacal son de 0.4 a 0.51 % y en la figura 4.6 el rango es mayor, pero no varía mucho del resultado real, en este caso medir el nitrógeno total engloba nitratos, nitritos y materia orgánica, por el tipo de método, no se obtuvo un extracto como en las otras muestras de suelo, es por eso que no se midió el pH, sin embargo no fue necesario para el método de regresión lineal múltiple.

El valor de F del modelo no se muestra ya que el modelo es significativo, en la tabla 4.6 se muestran las variables que componen la ecuación 4.7 del modelo. Posteriormente en ArcMap se agregan los resultados del muestreo y se calcula la ecuación obtenida de la regresión lineal múltiple con la herramienta ráster calculator y se obtiene el mapa que se muestra en la figura 4.6.

$$\text{Nitrógeno total} = 0.744535741274512 - 0.00737763626124239 * \text{Temperatura} + 0.0502580239474478 * \text{NDWI} - 0.00176948098291601 * \text{Radiación neta}$$

Ecuación 4.7 del modelo (Nitrógeno total)

Tabla 4.6 Coeficientes del

modelo

Fuente	Valor
Intercepción	0.745
Temperatura	-0.007
NDWI	0.050
Radiación neta	-0.002

REGRESIÓN MÚLTIPLE DE NITRÓGENO TOTAL SEGUNDO MUESTREO

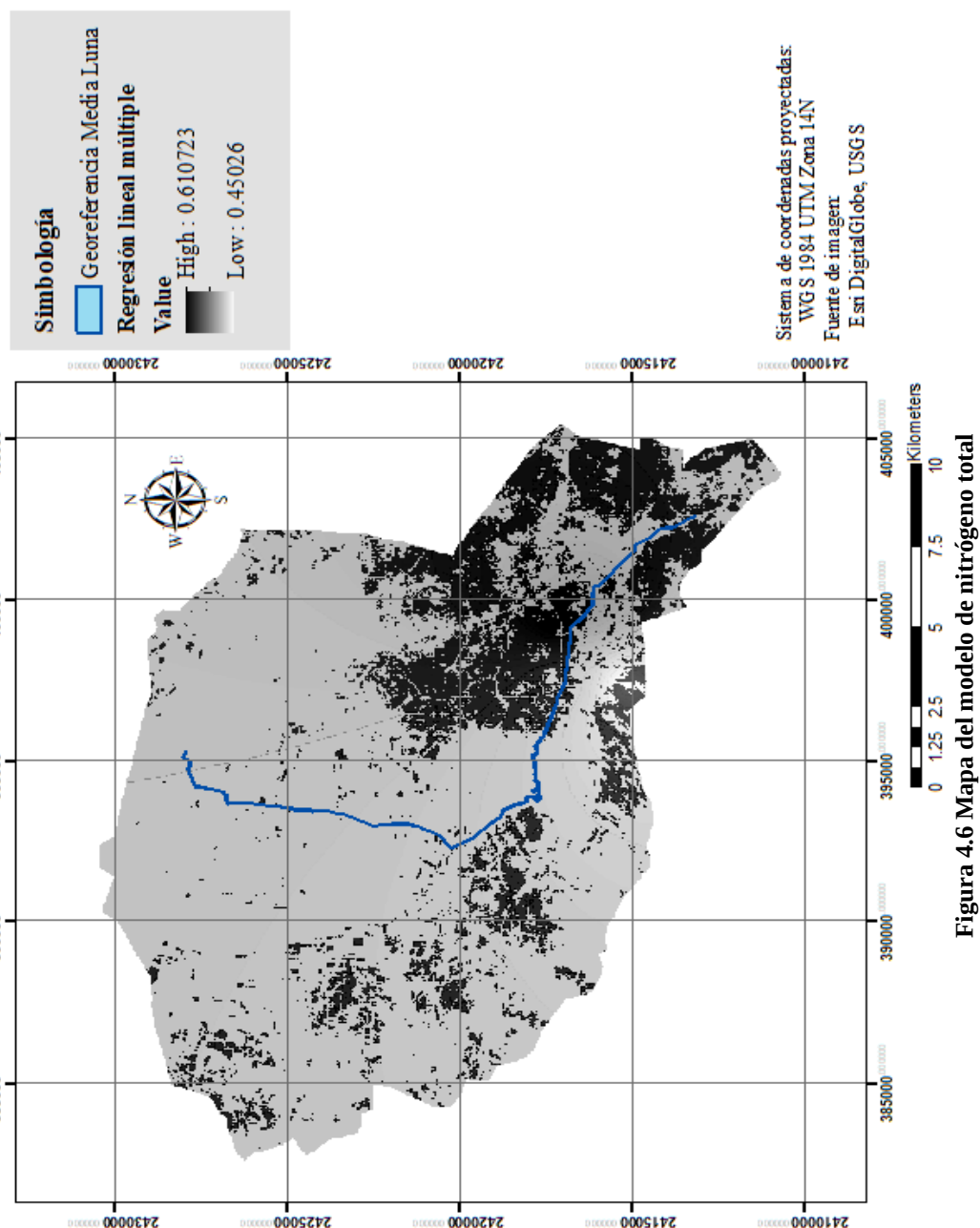


Figura 4.6 Mapa del modelo de nitrógeno total

CONCLUSIONES

La Media Luna es un área natural protegida con diferentes ecosistemas bióticos y abióticos, con importantes actividades de ecoturismo, además abastece a las zonas agrícolas de la región y ganadería moderada cerca de zonas urbanas como la capital de Ciudad Fernández y zonas conurbadas de Rioverde, por lo que conlleva a problemas derivados del crecimiento urbano, la agricultura y el ecoturismo, de manera que en este estudio se determinó la cantidad de nitratos y nitrógeno amoniacal en agua y suelo que pueden ser provocados por el uso excesivo de fertilizantes en la zona, así como de una posible contaminación por aguas residuales.

La región hidrológica en la que se encuentra el Manantial de la Media Luna es la región Pánuco, a la que pertenece la cuenca Río Tamuín y dentro de la esta, se encuentra la subcuenca Río Verde, en esta zona el mayor volumen de precipitación se concentra de junio a septiembre, mientras que el período seco abarca desde mediados de enero hasta principios de marzo, con base a esta información se determinaron los puntos de muestreo necesarios para los análisis químicos en el manantial y sus canales, por lo que se realizaron dos muestreos, el primero en marzo en temporada de secas y el segundo en mayo en la temporada de secas. El análisis incluyó la determinación de los nitratos y nitrógeno amoniacal por medio de un espectrofotómetro UV-Visible, método que se ha utilizado en diversos estudios para la cuantificación de estos elementos (Beyhan M., 2014; Coetzee M., 2011), sin embargo, en el primer muestreo en algunos de los puntos no se obtuvo lectura de la cantidad de nitratos, por lo que para el segundo muestreo se realizó una medición de nitrógeno total y se agregaron más parámetros a analizar en el resto de los puntos, como el nitrito y la conductividad eléctrica, ambos en suelo.

Los resultados obtenidos respecto a la presencia de nitrógeno en el Manantial de la Media Luna, permiten conocer los altos niveles de nitrógeno amoniacal que han superado el límite permisible para el uso y consumo de agua, además del límite para la protección de vida acuática.

En el caso de los resultados obtenidos para nitratos en el agua superficial ninguno de los puntos de muestreo rebasa los límites establecidos, pero hay que considerar los puntos cercanos a 3 mg/L que son puntos alerta para la protección de la vida acuática, en el segundo muestreo, los valores más altos fueron en Antejitos y el último punto del canal norte. El valor de pH se obtuvo en un rango de 6.9 a 7.96 que está dentro del límite permisible para el uso y consumo humano.

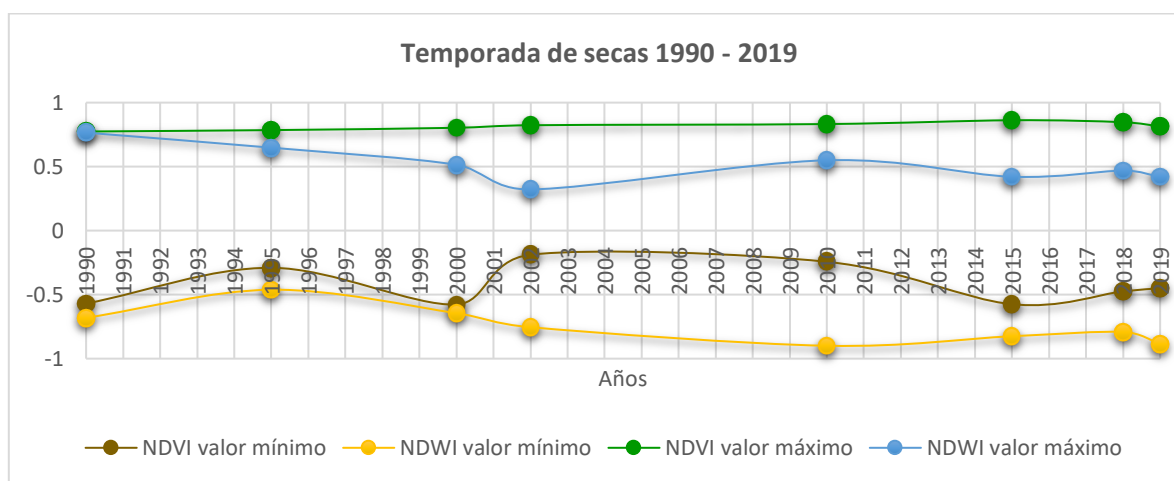
Además, en los resultados del análisis de suelo, los valores más altos los encontramos en la conductividad eléctrica como suelos fuertemente salinos y muy fuertemente alcalinos, además el pH con valores que se encuentran dentro de niveles medianamente y fuertemente alcalinos. En cuanto a los resultados de nitrógeno amoniacal, nitratos y nitritos, no se clasifica con la NOM-021-SEMARNAT-2000, ya que únicamente especifica los valores para nitrógeno total que es la suma de la concentración de estos tres términos con la materia

orgánica. Por lo que únicamente las cuatro muestras del segundo muestreo son clasificadas con un muy alto contenido de nitrógeno.

Al comparar los valores obtenidos por (SEGAM, 2003) en el año 1996 con los de este estudio, el valor de temperatura aumento en este estudio oscilo entre 26 y 32°C, los valores de pH son de 6.99 a 7.96 también más altos al comparar con los valores de 6.95 a 7.39. El contenido de nitratos supero el 0.04 mg/L con un valor máximo de 2.8 mg/L, nitrógeno amoniacal de 0.58 mg/L, llegando hasta 1.96 mg/L.

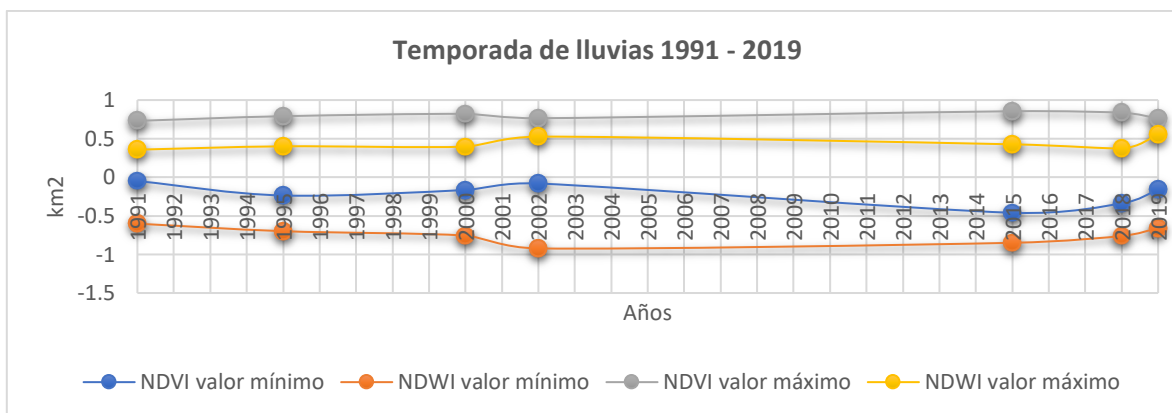
Posteriormente se utilizaron técnicas de detección remota y SIG para conocer los cambios en el Manantial de la Media Luna durante el período de 1990 a 2019. La función de las gráficas que se describen a continuación, nos permite identificar los años donde hubo una mayor variación de radiación neta, NDVI y NDWI, además de la relación entre estos parámetros, así como la forma que afecta la temporada de secas o de lluvias.

El índice de agua NDWI, se utilizó para extraer las características del agua de las imágenes de detección remota, así como el índice de vegetación NDVI, de acuerdo a los resultados de la gráfica 4.1, los índices tienen una relación directa, en el año 2002 aumento el suelo sin vegetación por lo que hubo una pérdida de humedad, de la misma forma sucede en los años 1990 y 2015 en temporada de secas. Ambos índices varían de -1 a 1 según las diferentes características de la superficie, un suelo desnudo tendrá un NDVI menor o igual a 0.1 mientras que una vegetación estresada como campos de cultivo esta entre 0.2 y 0.5. El agua arrojará valores negativos del NDVI. Por lo contrario, el NDWI responderá con valores altos, próximos a 1 cuanto mayor es el contenido de agua, en suelo con vegetación y negativo para aquellas plantas sin humedad en las hojas o para suelo secos.



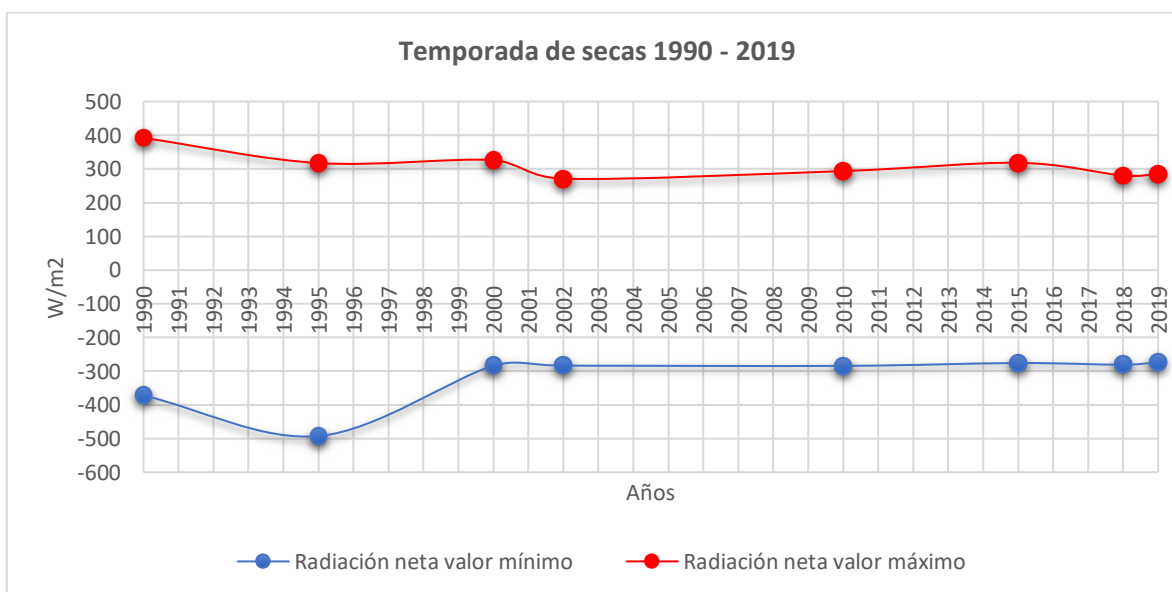
Gráfica 4.1 comportamiento de NDVI y NDWI en temporada de secas

En temporada de lluvias, los resultados (gráfica 4.2) tienen un comportamiento es muy parecido en cada año, de igual manera que en temporada de lluvias en el año 2002 y 2015 hay una variación mayor.



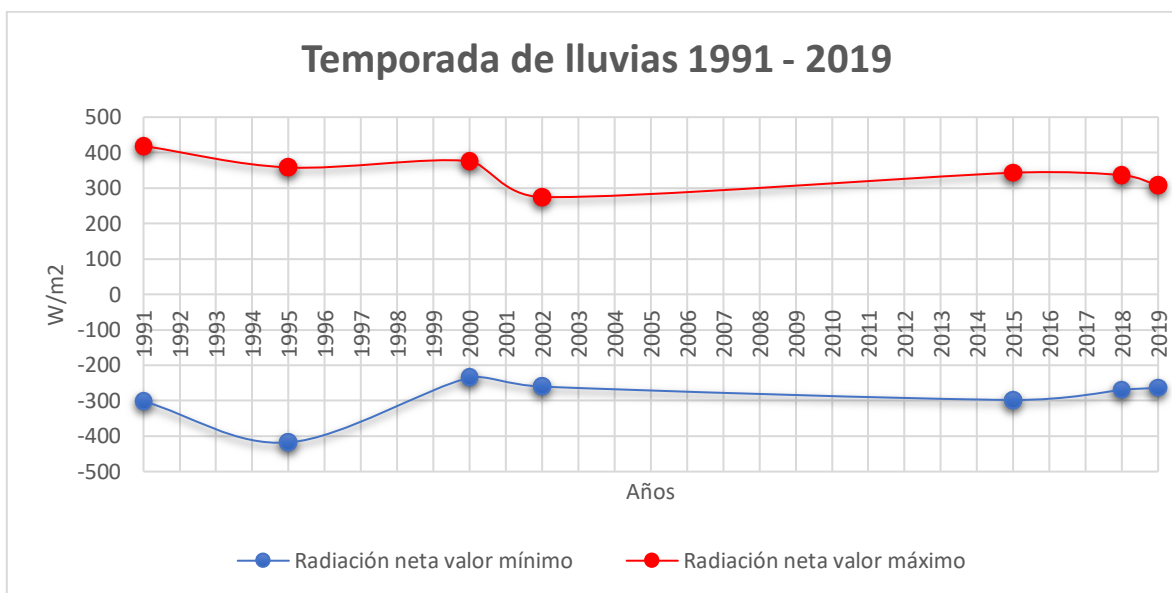
Gráfica 4.2 comportamiento de NDVI y NDWI en temporada de lluvias

Por otro lado, la radiación neta es el resultado del balance entre la radiación solar que incide sobre la superficie terrestre, la radiación emitida y reflejada. En la gráfica 4.3 se presenta los resultados de la distribución espacial de la radiación neta para el periodo de 1990 al 2019 en temporada de secas. Los valores más altos se presentan en las áreas cubiertas por vegetación, al comparar cada una de las imágenes obtenidas en temporada de secas en el capítulo 3.2.1, en el año 1990 hay una mayor vegetación que esta entre 90 y 392 W/m^2 y los valores más bajos de radiación neta se obtuvieron en la estimación generada para el año de 1995.



Gráfica 4.3 comportamiento de radiación neta en temporada de lluvias

La gráfica 4.4 representa el comportamiento en temporada de lluvias obtenido es muy cercano a la temporada de secas, pero los valores son más altos, las áreas cubiertas por vegetación, están entre 60 y 418 W/m², en el capítulo 3.2.1, siendo en 1991 el año con valores más altos de radiación año y los valores más bajos de radiación neta se obtuvieron de igual manera para el año de 1995.



Gráfica 4.4 comportamiento de radiación neta en temporada de lluvias

Con estos resultados se puede concluir que el análisis de NDVI y NDWI están relacionados, los valores cercanos a 1 presentan una vegetación sana en NDVI, mientras que en NDWI el contenido de agua es mayor, por lo que ambos representan una mayor cantidad de humedad, es por lo que en las gráficas 4.1 y 4.2 el comportamiento es muy parecido. En cuanto a la radiación neta, los valores más altos están en la temporada de lluvias, de acuerdo a lo que se ha mencionado, hay varios parámetros que se relacionan para explicar el comportamiento de cada año, en esta temporada la temperatura es más alta, hay mayor presencia de nubes en las imágenes satelitales, el valor de albedo es mayor y la vegetación cubre una mayor superficie. En cuanto a los resultados de uso de suelo en los años 1990 se nota una mayor cantidad de superficie cubierta por bosque, en los años 2000 y 2002 se incrementa la zona agrícola y a partir del año 2010 se observa una superficie con mayor densidad de zona urbana.

Los resultados obtenidos respecto al análisis químico de la presencia de nitrógeno se interpolan por el método de IDW para conocer el comportamiento de las concentraciones en la zona de estudio y determinar las zonas con mayor concentración. Con los datos obtenidos en el tratamiento de imágenes nos permite conocer los posibles efectos que puede haber en la zona por el manejo del agua y el uso de suelo, así como realizar una estadística, en este caso por el método de regresión lineal múltiple, considerando como variables

independientes pH, temperatura, los valores de NDVI, NDWI y radiación neta calculados en el capítulo anterior para cada fecha de muestreo y los parámetros compuestos por nitrógeno son las variables dependientes, el nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos y nitrógeno total.

Recomendaciones

De acuerdo a los resultados obtenidos respecto a la presencia de nitrógeno en el Manantial de la Media Luna, es necesario localizar las zonas puntuales que están incrementando la concentración de nitrógeno, así como considerar la importancia de realizar un monitoreo constante de la calidad del agua.

En posteriores estudios se deben considerar cuantificar la cantidad de fertilizantes que se han utilizado en la zona, que están compuestos principalmente por nitrato, ya que de acuerdo a los datos históricos estos han ayudado a una mayor producción agrícola y a mediano o largo plazo pueden generar problemas al medio ambiente y a la salud, además como se mencionó en la zona también el uso de plaguicidas también ha incrementado y la mayoría de los usados en la zona son bioacumulables, en este estudio únicamente se menciona el tipo de plaguicidas, por lo que es necesario posteriormente realizar otro estudio enfocado en la cuantificación de plaguicidas y determinar su comportamiento con las concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal, considerando la variabilidad climática.

REFERENCIAS

- Acosta P. (1934). *El valle agrícola y agrario de Rioverde, S.L.P.*
- Alemán E. (1966). *Investigación socioeconómica directa de los ejidos de San Luis Potosí.* México: Instituto Mexicano de Investigaciones Económicas.
- Alfoldi L. (1981). Topic 2: Movement and Interaction of Nitrates and Pesticides in the Vegetation Cover-Soil Groudwater-Rock System. *Fo utca*, 48-50.
- Allen R., T. M. (2007). Satellite-based ET mapping to assess variation in ET with timing of crop development. *Agric Water Manage*, 54-62.
- ArGisPro. (2018). *Como funciona rellenar*. Obtenido de <https://pro.arcgis.com/es/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/how-fill-works.htm>
- ARSET. (2017). *Clasificación supervisada*. EUA: Serie de capacitaciones avanzadas de clasificación de manto terrestre ARSET.
- ASCE–EWRI. (2005). The ASCE standardized reference evapotranspiration equation. *Standardization of Reference Evapotranspiration Task Committe*.
- ASTDR. (2017). *Paratión*. Obtenido de https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs205.html
- ATSDR. (2016). *Metilparatión (Methyl Parathion)*. Obtenido de https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs48.html
- Aventis. (2001). *Thiodan 35*. Obtenido de <http://www.ecosmep.com/cabecera/upload/fichas/aventis/Thimul%2035.pdf>
- Bajjali W. (2018). Method of Interpolation. En W. Bajjali, *Spatial Interpolation*. USA: ArcGIS for Environmental and Water Issues.
- Barbaro L., K. M. (2014). *Importancia del pH y la conductividad eléctrica en los sustratos de las plantas*. Obtenido de https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-_importancia_del_ph_y_la_conductividad_elctrica.pdf
- Barnes E., S. K. (2003). Remote-and ground-based sensor techniques to map soil properties. *Photogramm. Eng. Remote. Sens.*, 619-630.
- Bayer. (2000). *Productos fitosanitarios Folidol CS*.
- Bayer. (2000). *Tamaron 50SL*. Obtenido de <http://www.ecosmep.com/cabecera/upload/fichas/bayer/TAMARON%2050%20LS.pdf>
- BayerCropScience. (2002). *Tamaron 600SL*. Obtenido de http://www.afipa-ag.cl/molina/Tamaron_600_SL.pdf

- BayerGarden. (2017). *Plagas de pulgones*. Obtenido de <http://www.bayergarden.es/Cuidade-tus-plantas/Plagas-del-Jardin/Plagas-de-Pulgones.html>
- Beyhan M., K. M. (2014). Evaluation of Water Quality from the Perspective of Eutrophication in Lake Eğirdir, Turkey. *Water Air Soil Pollut*, 1-13.
- BioTerra. (2009). *Fertilizantes*. Obtenido de Sulfato de amonio: <http://www.bioterra.mx/productos/msdsns.pdf>
- Calderón L. (2017). *Estimación y análisis de la evapotranspiración en el municipio Manizales*. Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Carvalho F. (2006). Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environ. Sci. Pol.*, 685-692.
- Chander G., M. B. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 893-903.
- Chang H. (2008). Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. *Water Res*, 3285–3304.
- Charcas H. (2002). *Proceso de conformación y caracterización actual de la región agrícola de Rioverde, San Luis Potosí, México*. Nuevo León, México: Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Charcas H., & O. (2002). Agua de riego en la región de Rioverde, San Luis Potosí, México. *Ingeniería hidráulica*, 37-56.
- Charcas-Salazar, H. A.-R.-G. (2012). Suelos irrigados en la región de Rioverde, San Luis Potosí, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 509-523.
- Cheng-Few L., • J.-R. (2016). *Essentials of Excel, Excel VBA, SAS and Minitab for statistical and finanacial analyses*. Suiza: Springer.
- Chong Z., W. Y. (2010). Environmental flows management strategies based on the spatial distribution of water quality, a case study of Baiyangdian Lake, a shallow freshwater lake in China. *Procedia environmental sciences*, 896-905.
- CIAF. (2013). *Descripción y Corrección de Productos Landsat 8*. Obtenido de <http://www.un-spider.org/sites/default/files/LDCM-L8.R1.pdf>
- Clay D., C. J. (2001). Factors influencing spatial variability of soil apparent electrical conductivity. *Commun. Soil Sci Plant Anal*, 2993-3008.
- CNA. (2007). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Obtenido de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/Libros/11DisenoDePlantasPotabilizadorasTipoDeTecnologiaSimplificada.pdf>

- Coetzee M., V. d. (2011). Effect of nitrogen loading rates on nitrogen removal by using a biological filter proposed for ventilated improved pit latrines. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 363-372.
- CONABIO. (04 de 2018). 74. *Lago de la Media Luna*. Obtenido de http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp_074.html
- CONACYT. (2010). *Maíz*. Obtenido de <https://www.conacyt.gob.mx/cibiogem/index.php/maiz>
- Cosasdeljardín. (2018). *Negrilla o fumagina*. Obtenido de <https://cosasdeljardin.com/como-hacer-un-huerto-organico/control-de-plagas-y-enfermedades/deshacerse-la-negrilla-fumagina/>
- DuPont. (2013). *Insecticida Agrícola DuPont™ Lannate® LV*. Obtenido de http://www.dupont.mx/content/dam/assets/products-and-services/crop-protection/documents/es_MX/MSDS/MSDS_Lannate_LV.pdf
- Ecured. (2006). *Crisomélido verde común*. Obtenido de https://www.ecured.cu/Crisom%C3%A9lido_verde_com%C3%BAn
- Espinosa S. (2011). *Simulación solar para el diseño de vivienda de interés social en la Zona Media y Zona Centro de San Luis Potosí*. SLP: Facultad del Hábitat, UASLP. Obtenido de <http://evirtual.uaslp.mx/Habitat/innobitat01/CAHS/SS%20Arq%20Arista/Direcci%C3%B3n%20Individualizada/Licenciatura/SIMULADOR%20SOLAR%20PARA%20EL%20DISEÑO%20DE%20VIVIENDA%20DE%20INTERES%20SOCIAL%20EN%20LA%20ZONA%20MEDIA%20Y%20ZONA%20CENTRO%20DE%20SAN%20>
- Esquivel R. (2016). *Informe final del Análisis de Límite de Cambio Aceptable para Tres Áreas Naturales Protegidas (ANP) del estado de San Luis Potosí*. Servicios Ambientales Especializados.
- ESRI . (2011). *Arc Hydro Tools - Tutorial* . Obtenido de <http://downloads.esri.com/archydro/ArcHydro/Tutorial/Doc/Arc%20Hydro%20Tools%202.0%20-%20Tutorial.pdf>
- FAO. (2008). *Base referencial mundial del recurso del suelo*. Roma.
- FAO. (2011). The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture (SOLAW). *Managing Systems at Risk*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London.
- FAO. (2019). *Portal de Suelos de la FAO*. Obtenido de <http://www.fao.org/soils-portal/soil-management/manejo-de-suelos-problematicos/suelos-afectados-por-salinidad/es/#c239240>

- Fermagri. (2018). *Nitrato de amonio*. Obtenido de <http://www.fermagri.com/nitrato-de-amonio.html>
- Galloway J., T. A. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 889-892.
- Gao B. (1996). NDWI: A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 257-266.
- García R., S. N. (2013). *OMMAC*. Obtenido de <http://ommac.org/Congreso2013/Extenso/E201308012.pdf>
- Globe. (2005). *Protocolo de Temperatura superficial*. Obtenido de The Globe program: <https://www.globe.gov/documents/16257217/17240639/Protocols+de+Temperatura+Superficial/3bc6d996-de55-4c22-8a47-8160f6609b52>
- González L. (2005). *UTP*. Obtenido de Nitrógeno amoniacal, importancia de su determinación: <http://revistas.utp.ac.pa/index.php/mente-y-materia/article/viewFile/334/pdf>
- Göransson E. (2003). Variation in Lake Water Chemistry and Spatial Scale. *Swedish University of Agricultural Sciences*, 1-34.
- Goulding K. (2004). Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment. *Island Press*, 209-219.
- GTM. (2016). *Azufre, ficha de datos de seguridad*.
- Hansen P., S. J. (2003). Reflectance measurement of canopy biomass and nitrogen status in wheat crops using normalized difference vegetation indices and partial least squares regression. *Remote Sens. Environ*, 542-553.
- He W., C. S. (2008). Water quality monitoring in a slightly-polluted inland water body through remote sensing — Case study of the Guanting Reservoir in Beijing, China. *Environ. Sci. Engin. China*, 163-171.
- Hongmei B., W. M. (2014). Spatial and seasonal characteristics of river water chemistry in the Taizi River in Northeast China. *Environ Monit Assess*, 3619-3632.
- Hpm. (2013). *Ethion material safety data sheet*. Obtenido de <http://www.hpmindia.com/images/technicals/Ethion%20Technical.pdf>
- Huete A., D. K. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS Vegetation Indices. *Remote Sensing of Environment*, 195-213.
- IGN. (2013). *Evapotranspiración potencial media anual*. Obtenido de IGN España: https://www.ign.es/espmapi/mapas_clima_bach/pdf/Clima_Mapa_08texto_corregido.pdf

- Ilizaliturri C. (2006). Modelo de intervención educativa para el parque estatal "Manantial de la Media Luna", Rioverde, S.L.P. *UASLP*, 1-323.
- INECC. (2007). *Azinfo Metílico*. Obtenido de http://www2.inecc.gob.mx/sistemas/plaguicidas/pdf/azinfos_metilico.pdf
- INECC. (2007). *Endosulfan*. Obtenido de <http://www2.inecc.gob.mx/sistemas/plaguicidas/pdf/endosulfan.pdf>
- INECC. (2007). *Naled*. Obtenido de <http://www2.inecc.gob.mx/sistemas/plaguicidas/pdf/naled.pdf>
- INECC. (2007). *Paration metílico*. Obtenido de http://www2.inecc.gob.mx/sistemas/plaguicidas/pdf/paration_metilico.pdf
- INECC. (2010). *Abamectina*. Obtenido de <http://www2.inecc.gob.mx/sistemas/plaguicidas/pdf/abamectina.pdf>
- INECC. (2011). *Aceite mineral* . Obtenido de http://www2.inecc.gob.mx/sistemas/plaguicidas/pdf/aceite_mineral.pdf
- INEGI. (2014). *Síntesis geográfica del estado de San Luis Potosí*. Obtenido de http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/2104/702825221317/702825221317_4.pdf
- INIAP. (1992). *El barrenador de tallo de maíz*. Obtenido de <http://repositorio.iniap.gob.ec/bitstream/41000/1541/1/Bolet%C3%ADn%20divulgativo%20N%C2%BA%20238.PDF>
- ISUSA. (2002). *Cloruro de potasio* . Obtenido de <http://isusa.com.uy/producto/cloruro-de-potasio-granulado>
- Iturribarría C. (1859). *Memoria geográfica y estadística del Departamento de San Luis Potosí*. Boletín de la Sociedad Mexicana de Geografía y Estadística.
- Jacques M. (2006). *Handbook of soil analysis. Mineralogical, organic and inorganic methods*. Francia: Springer.
- Jordan C., S. R. (2005). Methods to predict the agricultural contribution to catchment nitrate loads: designation of nitrate vulnerable zones in Northern Ireland. *Journal of Hydrology*, 316-329.
- Koppert. (2019). *Araña roja*. Obtenido de <https://www.koppert.mx/retos/aranas-rojas-y-otras-aranas/arana-roja/>
- Kraft G., S. W. (2003). Nitrate impacts on groundwater from irrigated-vegetable systems in a humid north-central US sand plain. *Agr Ecosyst Environ*, 63-74.
- Kumar S. (2013). *Ecorestoration of the coalmine degraded lands*. India: Springer.

- Kumar V., D. G. (2018). *Basic Concepts in Clinical Biochemistry: A Practical Guide*. Singapore: Springer.
- Le Van C., H. I. (2013). Simulation of rainfall runoff and pollutant load for Chikugo River basin in Japan using a GIS-based distributed parameter model. *Paddy Water Environ*, 97-112.
- Lezaun J. (2014). *Gusano cogollero*. Obtenido de <https://www.croplifela.org/es/plagas/listado-de-plagas/gusano-cogollero>
- Mahwish J., H. G. (2016). Studying Impact of Climate Change on Wheat Yield by Using DSSAT and GIS: A Case Study of Pothwar Region. En H. F. Mahwish J., *Quantification of Climate Variability, Adaptation and Mitigation for Agricultural Sustainability*. Switzerland: Springer.
- Markham B., B. J. (1986). Landsat MSS and TM postcalibration dynamic ranges, exoatmospheric reflectances and at satellite temperatures. *Earth Observation Satellite*, 2-8.
- Martínez A. (2007). *El agua en la atmósfera*. Obtenido de Academia Mexicana de Ciencias: <https://www.amc.edu.mx/revistaciencia/index.php/ediciones-antteriores/77-vol-58-num-3-julio-septiembre-2007/agua/117-el-agua-en-la-atmosfera>
- Masto R., C. P. (2008). Soil quality indices for evaluation of long-term land use and soil management practices in semi-arid sub tropical India. *Land Degrad Dev*, 516-529.
- Matejicek L., B. L. (2003). Ecological modelling of nitrate pollution in small river basins by spreadsheets and GIS. *Ecological Modelling*, 245-263.
- Mohsen A., E. M. (2018). Change detection for Lake Burullus, Egypt using remote sensing and GIS approaches. *Environ. Sci. Pollut Res.*, 30763-30771.
- Moreno D., Q. J. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *UAM*, 25-33.
- NASA. (2019). *Atmospheric Correction Parameter Calculator*. Obtenido de <https://atmcorr.gsfc.nasa.gov/>
- NASA. (2019). *Landsat science* . Obtenido de <https://landsat.gsfc.nasa.gov/landsat-data-continuity-mission/>
- Navarrete I., T. K. (2018). Organochlorine pesticide residues in surface water and groundwater along Pampanga River, Philippines. *Environ Monit Assess*, 1-8.
- Nielsen S. (2017). *Food Analysis*. USA: Springer.
- NJHealth. (2010). *Derecho a saber, hoja informativa sobre sustancias peligrosas*. Obtenido de <https://nj.gov/health/eoh/rtkweb/documents/fs/1459sp.pdf>

- Nordin R., P. L. (2009). *Water Quality Guidelines for Nitrogen (Nitrate, Nitrite, and Ammonia)*. Obtenido de <https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/wqgs-wqos/approved-wqgs/nitrogen-overview.pdf>
- Noyola-Medrano C., M.-S. V. (2017). Assessing the progress of desertification of the southern edge of Chihuahuan Desert: A case study of San Luis Potosi Plateau. *J. Geogr. Sci.*, 420-438.
- OMS. (2008). *Guías para la calidad del agua potable*. Obtenido de https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_full_lowres.pdf?ua=1
- OMS. (2019). *Agua*. Obtenido de <https://www.who.int/topics/water/es/>
- Ongley E. (1997). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*. Canadá: FAO.
- ONU. (2018). *Agua*. Obtenido de <https://www.un.org/es/sections/issues-depth/water/index.html>
- Pacioni E., P. M. (2010). Influence of surface/groundwater interaction on pollution by pesticides in farmlands of the Fucino Plain, central Italy. *Environ Earth Sci*, 201-216.
- Pal-Singh B., C. A. (2011). The Nitrogen Cycle: Implications for Management, Soil Health and Climate Change. En C. A. Pal Singh B., *Soil Health and Climate Change* (pág. 108). Australia: Springer.
- Palta M., H. H. (2013). Nitrogen Cycle. *Springer*, 987-991.
- Pang A., J. S. (2018). An approach to identify the spatiotemporal patterns of nitrogen flows in food production and consumption systems within watersheds. *Science of the Total Environment*, 1004-1012.
- PEMEX. (2010). *Aceite base citrolina*. Obtenido de <http://www.pemex.com/comercializacion/productos/HDS/refinados/HDSS-837%20Citrolina.pdf>
- Preciado M., M. R. (2011). *Análisis y aplicación de métodos temporales para completar registros faltantes de lluvia en la cuenca del Río Bolaños*. México: Congreso Internacional de Meteorología de la OMMAC.
- Rice E., B. R. (2012). *Standard Methods for the Examination and Wastewater*. American Water Works Association (AWWA). New York, USA.
- RoyalGarden. (2010). *Fertilizante triple 17*. Obtenido de <https://www.royalgarden.com.mx/fertilizante-triple-17.php>
- SAGARPA. (2000). *NOM-EM-034-FITO-2000, requisitos y especificaciones para la aplicación y certificación de buenas prácticas agrícolas en los procesos de*

- producción de frutas y hortalizas frescas*. Obtenido de http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=2062881&fecha=31/12/1969
- SAGARPA. (2001). *EL barrenillo del Chile y su manejo en la planicie huasteca*. San Luis Potosí: Folleto técnico 14.
- SAGARPA. (2016). *Mancha negra de los cítricos*. Obtenido de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/215786/06_Ficha_Tecnica_-_Mancha_negra_de_los_citricos.pdf
- SAGARPA. (2016). *Uso de Tecnología y servicios en el campo*. Obtenido de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/268251/Cuadros_tabulares_2016.pdf
- SAGARPA. (2017). *Planeación agrícola nacional*. Obtenido de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/257077/Potencial-Jitomate.pdf>
- Sahrawat K., P. G. (1989). Evaluation of distilling the entire digest or an aliquot for total nitrogen determination in soil digests. *Fertilizer Research*, 39-43.
- Salameh E., H. S. (2011). Eutrophication Processes in Arid Climates. En S. S. Ansari A., *Eutrophication: Causes, Consequences* (págs. 81-102). USA: Springer.
- Secretaría de economía. (2001). *NMX-AA-079-SCFI-2001 Análisis de aguas- Determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas*. Obtenido de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166794/NMX-AA-079-SCFI-2001.pdf>
- SEGAM. (2003). *Plan de manejo del área natural protegida, parque estatal Manantial de la Media Luna*. San Luis Potosí.
- SEGAM. (04 de 2018). *SEGAM*. Obtenido de <http://www.segam.gob.mx/ANPmedia.html>
- SEMARNAT. (2002). *NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. Obtenido de <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf>
- SEMARNAT. (2010). *ACUERDO por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Aguas CE-CCA-001/89*. México: DOF.
- SEMARNAT. (2010). *Indicadores de estado*. Obtenido de https://apps1.semarnat.gob.mx:445/dgeia/indicadores14/conjuntob/02_agua/02_calidad_estado.html
- Servin M. (1993). *Cuantificación de nutrientes primarios y secundarios en el detrito de hormiga arriera Atta mexicana (F. smith) y en estiercoles convencionales*. SLP: UASLP.

- SIAP. (2010). *Un panorama del cultivo del chile*. Obtenido de <http://infosiap.siap.gob.mx/images/stories/infogramas/100705-monografia-chile.pdf>
- Sjodin A., L. W. (1997). Denitrification as a component of the nitrogen budget for a large plains river. *Biogeochemistry*, 327-342.
- Smil V. (2002). Nitrogen and food production: Proteins for human diets. *Ambio*, 126-131.
- SSA. (2000). *Modificación NOM 127-SSA1-1994 Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. Obtenido de <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/m127ssa14.html>
- Su X., W. H. (2014). The present situation and evaluation of nitrate pollution in soil in a regional aeration zone: using the proluvial fan agriculture irrigation district of Hunhe River in northeast China as an example. *Environ Earth Sci*, 71(1881–1891), 1881-1891.
- Sullivan D., S. J. (2005). IKONOS imagery to estimate surface soil property variability in two Alabama physiographies. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1789-1798.
- Syngenta. (2016). *AgnNova Technologies*. Obtenido de Safety Data Sheet Ambush Insecticide: <https://www.agnova.com.au/products/ambush.html>
- Syngenta. (2018). *Agrimec*. Obtenido de <https://www.syngenta.es/sites/g/files/zhg516/f/ficha-seguridad-agrimec.pdf>
- Tasumi M., A. R. (2007). “Estimation of atsurface reflectance and albedo from satellite for routine, operational calculation of land surface energy balance. *J. Hydrol. Eng*.
- Técnicoagrícola. (2013). *Gusano minador del tomate*. Obtenido de <http://www.tecnicoagricola.es/la-tuta-absoluta-el-gusano-minador-del-tomate/>
- Tomer V., K. S. (2015). Pesticide: An Appraisal on Human Health Implications. *Proc. Natl. Acad. Sci., India, Springer*, 85(451–463), 451–463.
- UCAR. (2019). *Computational & Information Systems Lab*. Obtenido de National Science Foundation: <https://rda.ucar.edu/>
- UNA. (2010). *Azinfos-metil*. Obtenido de <http://www.plaguicidasdecentroamerica.una.ac.cr/index.php/base-de-datos-menu/42-azinfos-metil>
- UNA. (2010). *Metamidofos*. Obtenido de <http://www.plaguicidasdecentroamerica.una.ac.cr/index.php/base-de-datos-menu/376-metamidofos>
- UNA. (2010). *Metomil*. Obtenido de <http://www.plaguicidasdecentroamerica.una.ac.cr/index.php/base-de-datos-menu/389-metomil>

- UNA. (2010). *Naled*. Obtenido de <http://www.plaguicidasdecentroamerica.una.ac.cr/index.php/base-de-datos-menu/403-naled>
- UNA. (2010). *Paration*. Obtenido de <http://www.plaguicidasdecentroamerica.una.ac.cr/index.php/base-de-datos-menu/437-paration>
- UNA. (2010). *Permetrina*. Obtenido de <http://www.plaguicidasdecentroamerica.una.ac.cr/index.php/base-de-datos-menu/445-permetrina>
- UNA. (2016). *Urea MSDS*. Costa Rica.
- UNICEN. (2004). *Evaporación y Evapotranspiración*. Obtenido de <https://users.exa.unicen.edu.ar/~jdiez/files/cstierra/apuntes/unidad3.pdf>
- USGS. (2018). *FAQs USGS*. Obtenido de <https://landsat.usgs.gov/where-can-i-find-solar-exoatmospheric-spectral-irradiance-sun-values-landsat-8-oli-data>
- Van-Cleemput O., S. A. (1996). Nitrite in soils: accumulation and role in the formation of gaseous N compounds. *Fertilizer Research*, 81-89.
- Velázquez P. (1987). Colección de documentos para la historia de San Luis Potosí. *Archivo histórico del estado de San Luis Potosí*, 561.
- Verástegui E. (1979). Rioverde, S.L.P., V. Dominio español y la independencia. *Biblioteca de Historia Potosina*, 42.
- Wang L., Z. X. (2017). Estimation of leaf nitrogen concentration in wheat using the MK-SVR algorithm and satellite remote sensing data. *Computers and Electronics in Agriculture*, 327-337.
- Wang S., J. X. (2018). Mapping total soil nitrogen from a site in northeastern China. *Catena*, 134-146.
- Ward M. (2005). Workgroup report: drinking-water nitrate and health—recent findings and research needs. *Environ Health Perspect*, 1607-1614.
- Whitten K., D. R. (1999). *Química general*. España: McGraw-Hill.
- Wukelic G., G. D. (1989). Radiometric calibration of Landsat thematic mapper thermal band. *Remote Sens. Environ.*, 339-347.
- XLSTAT. (2017). *Regresión Lineal Múltiple: tutorial en Excel*. Obtenido de <https://help.xlstat.com/customer/es/portal/articles/2062231-regresi%C3%B3n-lineal-m%C3%BAltiple-tutorial-en-excel>
- Xueheng Z., H.-M. H. (2009). A Study of the Degradation of Organophosphorus Pesticides in River Waters and the Identification of Their Degradation Products by

Chromatography Coupled with Mass Spectrometry. *Arch Environ Contam Toxicol*, 56(646–653), 646-653.

Yang R., Z. G. (2016). Comparison of boosted regression tree and random forest models for mapping topsoil organic carbon concentration in an alpine ecosystem. *Ecol. Indic.*, 870-878.

Yebenes A., G. A. (2016). Clasificación digital de imágenes por satélite. *Universidad de Valencia*, 1-15. Obtenido de Universidad de Valencia.