



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas

Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Medio Ambiente
En Zonas Áridas

**EVALUACIÓN DEL IMPACTO EN LA DIVERSIDAD DE FLORA Y FAUNA
MEDIANTE IMÁGENES DE ALTA RESOLUCIÓN E ÍNDICES DE DIVERSIDAD EN
UN AGOSTADERO DEL MUNICIPIO DE HIDALGO ESTADO DE DURANGO
MÉXICO.**

TESIS

Que como requisito parcial para obtener el grado de:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN
RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE
EN ZONAS ÁRIDAS**

PRESENTA

EDERSON STEVEN COBO MUELAS

DIRECTOR: DR. PABLO ARENAS BÁEZ

COORDIRECTOR: DR. JOSÉ MANUEL CISNEROS VÁZQUEZ

Bermejillo, Dgo. México, diciembre 2021



APROBADA



iniap
Instituto Nacional de Investigaciones
Forestales, Agrícolas y Pecuarias

Tesis realizada por **Ederson Steven Cobo Muelas** bajo la supervisión del Comité Asesor asignado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Medio Ambiente en Zonas Áridas


DIRECTOR: _____


Dr. Pablo Arenas Báez

CODIRECTOR: _____


Dr. José Manuel Cisneros Vázquez

ASESOR: _____


M.C. Gonzalo Hernández Ibarra

CONTENIDO

TEMA	PÁGINA
ABREVIATURAS USADAS.....	x
DEDICATORIAS.....	xi
AGRADECIMIENTO.....	xii
DATOS BIOGRÁFICOS.....	xiii
RESUMEN GENERAL.....	xiv
ABSTRACT.....	xv
CAPITULO I.....	16
1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	16
2. OBJETIVOS.....	19
2.1. Objetivo general.....	19
2.2. Objetivos específicos.....	19
3. HIPOTESIS.....	19
CAPITULO II.....	20
4. REVISIÓN DE LITERATURA.....	20
4.1. La ganadería en América latina.....	20
4.2. Incidencia de la ganadería sobre los ecosistemas.....	21
4.3. Problemática de la ganadería en la conservación de ecosistemas.....	21
4.4. Problemática de la ganadería en el municipio de Hidalgo Durango.....	22
4.5. Sostenibilidad de la producción ganadera en América Latina.....	23
4.6. La teledetección en estudios multitemporales de vegetación.....	24

4.7.	Análisis del cambio en coberturas vegetales	26
4.8.	Uso de índices de vegetación en teledetección	26
4.9.	Imágenes satelitales Landsat y PlanetScope	27
5.	LITERATURA CITADA	28
CAPITULO III		34
	RESUMEN	34
	ABSTRACT	35
1.	INTRODUCCIÓN	36
2.	MATERIALES Y MÉTODOS	37
2.1.	Área de estudio	37
2.2.	Metodología	39
2.3.	Análisis de datos	40
2.4.	Análisis estadísticos	41
3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	42
3.1.	Diversidad de flora en el área de estudio	42
3.2.	Incidencia de la ganadería sobre la diversidad de flora	45
3.3.	Diversidad de aves en el área de estudio	51
3.4.	Incidencia de la ganadería sobre la diversidad de aves	52
5.	LITERATURA CITADA	59
CAPITULO IV		70
	RESUMEN	70
	ABSTRACT	71
1.	INTRODUCCIÓN	72

2. MATERIALES Y MÉTODOS	73
2.1. Localización área de estudio	73
2.2. Evaluación multitemporal	74
2.3. Imágenes Landsat y PlanetScope	75
2.4. Cálculo de índices de vegetación	76
2.5. Análisis de precipitación	77
2.6. Análisis estadísticos	77
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	78
3.1. Relación del NDVI de imágenes Landsat y PlanetScope con precipitación	78
3.2. Análisis de los valores de NDVI en el área de estudio	82
3.3. Análisis del GLI área de exclusión, Imágenes dron para el mes de junio, agosto y septiembre de 2021	97
4. CONCLUSIONES	100
5. LITERATURA CITADA	102

ÍNDICE DE CUADROS

CUADRO	PÁGINA
Cuadro 1. Valores de interpretación índices de diversidad.	41
Cuadro 2. Vegetación registrada en el área de estudio para ambas áreas.	42
Cuadro 3. Variables de predio y número de individuos analizados mediante la prueba t-Student, para los individuos de vegetación encontrados en el área de estudio.	48
Cuadro 4. Prueba t-Student para el número de individuos de vegetación encontrados en el área de estudio.	48
Cuadro 5. Variables de predio y número de especies analizadas mediante la prueba t-Student, para las especies vegetales encontradas en el área de estudio.	49
Cuadro 6. Prueba t-Student para los datos de especies vegetales en el área de estudio.	50
Cuadro 7. Valores de índices de biodiversidad en vegetación para el área de exclusión y de pastoreo en la zona de estudio.	50
Cuadro 8. Aves registradas en el área de estudio durante la estación de verano del 2020.	51
Cuadro 9. Variables de área y número de individuos analizados mediante la prueba t-Student. para los individuos de aves encontradas en el área de estudio.	54
Cuadro 10. Prueba t-Student para los datos de individuos de aves en el área de estudio.	55
Cuadro 11. Variables de área y número de especies analizadas mediante la prueba t-Student, para las especies de aves encontradas en el área de estudio.	56

Cuadro 12. Prueba t-Student para los datos de especies de aves encontradas el área de estudio.	57
Cuadro 13. Valores de índices de biodiversidad en aves para el área exclusión y de pastoreo en el área de estudio.....	57
Cuadro 14. Características de imágenes satelitales usadas para el estudio. ...	75
Cuadro 15. Prueba de correlación de Rho de Spearman entre NDVI imágenes Landsat y precipitación anual para el periodo 2000 a 2021.....	80
Cuadro 16. Prueba de correlación de Rho de Spearman entre NDVI imágenes PlanetScope y precipitación anual para el periodo 2016 a 2021.	81
Cuadro 17. Valores NDVI de imágenes Landsat para el periodo comprendido entre el 2000 y 2021.	85
Cuadro 18. Valores NDVI de imágenes PlanetScope para el periodo comprendido entre el 2016 y 2021.....	86
Cuadro 19. Variables de área y número de promedios de NDVI analizados para imágenes Landsat mediante la prueba t-Student.....	87
Cuadro 20. Prueba t-Student para el NDVI del área de exclusión y área de pastoreo durante el periodo comprendido entre el 2000 y 2021 de imágenes Landsat.	87
Cuadro 21. Variables de área y número de promedios NDVI analizadas para imágenes PlanetScope mediante la prueba t-Student.	94
Cuadro 22. Prueba t-Student para el NDVI del área exclusión y área de pastoreo durante el periodo comprendido entre el 2016 y 2021 de imágenes PlanetScope.	94

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA	PÁGINA
Figura 1. Puntos de muestreo de vegetación en el área de estudio del municipio de Hidalgo, Durango.....	38
Figura 2. Puntos de muestreo de aves en el área de estudio del municipio de Hidalgo, Durango.	38
Figura 3. Esquema metodológico del proceso de investigación realizado para la vegetación en el área de estudio.....	39
Figura 4. Esquema metodológico del proceso de investigación realizado para aves en el área de estudio.....	40
Figura 5. Número de individuos por familias para área de exclusión y pastoreo en la zona de estudio.....	47
Figura 6. Número de especies por familias para área de exclusión y pastoreo en la zona de estudio.	49
Figura 7. Número de individuos de aves por familia, presentes en el área de exclusión y de pastoreo en el área de estudio el verano 2020.....	54
Figura 8. Número de especies de aves por familia en el área de exclusión y de pastoreo en la zona de estudio durante el verano 2020.....	56
Figura 9. Ubicación del área de estudio en el municipio de Hidalgo, Durango. .	73
Figura 10. Esquema metodológico para la investigación realizada en el estudio multitemporal del área de estudio.	75
Figura 11. Dinámica de los promedios del NDVI promedio de imágenes Landsat con la precipitación anual en el área de estudio para el periodo de 2000 a 2021.	79
Figura 12. Diagrama de dispersión entre NDVI de imágenes Landsat y precipitación para el periodo comprendido entre 2000 y 2021.....	80

Figura 13. Dinámica de los promedios del NDVI de imágenes PlanetScope con la precipitación anual en el área de estudio para el periodo de 2016 a 2021.....	81
Figura 14. Diagrama de dispersión entre NDVI de imágenes PlanetScope y precipitación para el periodo comprendido entre 2016 y 2021.....	82
Figura 15. Comparación del NDVI de imágenes Landsat 5 para los años 2000 (mes de julio) y 2010 (mes de agosto) en el área de estudio.	88
Figura 16. Comparación del NDVI de imágenes Landsat 5 y 8 para los años 2011 (mes agosto) y 2013 (mes agosto) en el área de estudio.	89
Figura 17. Comparación del NDVI de imágenes Landsat 8 para los años 2014 (agosto) y 2015 (septiembre) en el área de estudio.....	90
Figura 18. Comparación del NDVI de imágenes Landsat 8 para los años 2016 (agosto) y 2017 (septiembre) en el área de estudio.....	91
Figura 19. Comparación del NDVI de imágenes Landsat 8 para los años 2018 (agosto) y 2019 (agosto) en el área de estudio.....	92
Figura 20. Comparación del NDVI de imágenes Landsat para los años 2020 (agosto) y 2021 (septiembre) en el área de estudio.....	93
Figura 21. Comparación del NDVI de imágenes PlanetScope para los años 2016 (octubre) y 2017 (octubre) en el área de estudio.....	95
Figura 22. Comparación del NDVI de imágenes PlanetScope para los años 2018 (octubre) y 2019 (octubre) en el área de estudio.....	96
Figura 23. Comparación del NDVI de imágenes PlanetScope para los años 2020 (octubre) y 2021 (septiembre) en el área de estudio.	97
Figura 24. Comparación del GLI de imágenes de dron para el mes de junio, agosto y septiembre de 2021 del área de exclusión del área de estudio.	99
Figura 25. Dinámica de los promedios de GLI con precipitación durante los meses de junio, agosto, septiembre de 2021 en el área de estudio.	100

ABREVIATURAS USADAS

CONABIO	Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad
ESA	European Space Agency
NDVI	Índice de vegetación de la diferencia normalizada
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GEI	Gases de efecto invernadero
GLI	Green Leaf Index
INAFED	Instituto Nacional de para el Federalismo y el Desarrollo Municipal
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
IGN	Instituto Geográfico Nacional
NM	Nanómetro
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SIG	Sistema de información geográfica

DEDICATORIAS

A Dios:

Por abrirme las puertas para poder estudiar un posgrado en el extranjero, guiarme e iluminar mi camino durante esta etapa de formación y la fortaleza de seguir adelante ante las adversidades.

A mi familia

Por todo el apoyo y confianza que me han brindado para poder cumplir mis metas a pesar de la distancia que nos aparta.

AGRADECIMIENTO

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la oportunidad brindada de estudiar un posgrado en México mediante el financiamiento de los estudios de posgrado otorgado a través del Programa de Becas Nacionales.

A la Universidad Autónoma de Chapingo y especialmente a la Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas, por brindarme la oportunidad de ser parte de la Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Medio Ambiente en Zonas Áridas.

A la coordinación de posgrado de la Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas por el apoyo durante los diferentes procesos en el transcurso de mis estudios de posgrado.

A mi comité asesor; Dr. Pablo Arenas Báez, Dr. José Manuel Cisneros y M.C. Gonzalo Hernández Ibarra por el apoyo, el tiempo dedicado y aportaciones durante en el proyecto de investigación.

A los compañeros Mayela Rodríguez, Luis Gerardo Yáñez, Amara Jiménez y Elizabeth Rodríguez por su apoyo durante el proceso de investigación de campo de tesis.

A mis compañeros de Maestría Amara Jiménez, Andrés Ríos, Claudia Gonzales, Elizabeth Rodríguez y Kassandra Santilláñez, por la amistad y apoyo en el transcurso de los estudios.

Al maestro Gabriel García por el apoyo incondicional durante la maestría.

DATOS BIOGRÁFICOS

Datos personales

Nombre: Ederson Steven Cobo Muelas

Fecha de Nacimiento: 28 de febrero de 1991

Lugar de Nacimiento: Cauca, Colombia

CURP: COME910228HNEBLD05

Profesión: Ecólogo

Cedula profesional: 010320160606FUP



Desarrollo académico

Bachillerato: Bachiller Académico en el Instituto Nacional Mixto

Tecnólogo: Tecnólogo Agroambiental en la Corporación Universitaria de Comfacaucá.

Licenciatura: Ecólogo en la Fundación Universitaria de Popayán

Especialización Tecnológica: Especialista en producción y consumo sostenible en el Servicio Nacional de Aprendizaje, SENA

Desarrollo científico y profesional

Participación en el desarrollo de proyectos de investigación de en las áreas de biotecnología, biodiversidad, impacto ambiental y estudios sociales, en el cual se han presentado en ponencias nacionales e internacionales. De igual manera mi desarrollo profesional ha estado enfocado en las áreas de impacto ambiental y social, reforestaciones, participación comunitaria, auditorías y asesorías en el sector educativo público.

RESUMEN GENERAL

Evaluación del impacto en la diversidad de flora y aves mediante imágenes de alta resolución e índices de diversidad en un agostadero del Municipio de Hidalgo Estado de Durango México.

En México la ganadería es una de las actividades productivas rurales con mayor importancia ocupando un 56% del territorio, realizada hasta en condiciones adversas, como en las zonas áridas del norte de México. El sobrepastoreo originado de esta actividad es uno de los principales problemas para la conservación de ecosistemas. La exclusión de comunidades vegetales permite la restauración ecológica, aunque su tiempo de recuperación depende del grado de degradación y del tipo de ecosistema. El estudio se realizó en el Municipio de Hidalgo, Durango, México destacando a la ganadería como la principal actividad económica; donde se evaluó la incidencia que tiene esta actividad en la condición de la vegetación en el sitio de estudio, considerando un área de exclusión y otra de pastoreo, a través del análisis multitemporal de imágenes satelitales Landsat y PlanetScope, usando el índice NDVI y precipitaciones anuales. A nivel estadístico se aplicó la prueba t-Student a una confiabilidad del 95%, donde se obtuvo, que al usar imágenes Landsat no existen diferencias entre las dos áreas, siendo $p=0.190$, mientras que con imágenes PlanetScope si hubo diferencias con un valor de $p=0.006$. En el registro de especies, se tuvo que no existen diferencias entre el área de exclusión y la de pastoreo con $p \geq 0.05$ en especies, pero en número de individuos si hay diferencias siendo $p \leq 0.05$. El análisis de biodiversidad se hizo mediante censos e índices de diversidad (Jaccard, Margalef y Shannon) para ambas áreas de estudio. Se encontró que el área de exclusión presenta mayor biodiversidad que el área de pastoreo según los índices evaluados. Finalmente se determinó que la ganadería ejerce una presión sobre el ecosistema y el área de exclusión ha permitido la regeneración de cobertura vegetal y el hábitat.

Palabras clave: Agostadero, exclusión, teledetección, imágenes de alta resolución.

Evaluation of the impact on the diversity of flora and birds through high-resolution images and diversity indices in a rangeland of the municipality of Hidalgo State of Durango, Mexico.

ABSTRACT

In Mexico, cattle raising is one of the most common rural productive activities, occupying 56% of the territory, even under adverse conditions, such as the arid zone of northern Mexico case. Overgrazing caused by this activity is one of the main problems for ecosystems conservation. The exclusion of vegetation communities allows ecological restoration, although the recovery time depends on the degradation degree and the type of ecosystem. The study was carried out in the municipality of Hidalgo, Durango, Mexico, highlighting cattle ranching as the main economic activity; where the incidence of this activity on the condition of the vegetation in the study site was evaluated, considering an exclusion area and a grazing area, through the multitemporal analysis of Landsat and PlanetScope satellite images, using the NDVI index and annual precipitation. At a statistical level, the t-Student test was applied with a reliability of 95%, where it was obtained that when using Landsat images there were no differences between the two areas, with a $p=0.190$, while with PlanetScope images there were differences with a value of $p=0.006$. In the species register, there were no differences between the exclusion area and the grazing area with $p\geq 0.05$ in species, but in number of individuals there were differences with $p\leq 0.05$. Biodiversity analysis was done using censuses and diversity indexes (Jaccard, Margalef and Shannon) for both study areas. It was found that the exclusion area has greater biodiversity than the grazing area according to the indexes evaluated. Finally, it was determined that livestock does exert pressure on the ecosystem and the exclusion area has allowed the regeneration of vegetation cover and habitat.

Keywords: Rangeland, exclusion, remote sensing, high-resolution images.

CAPITULO I

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

En las últimas ocho décadas, se ha visto un incremento exponencial en el uso del suelo para pastoreo y agricultura. Esto ha repercutido en la disminución de diferentes tipos de coberturas vegetales. Tal situación implica una menor captura y almacenamiento de carbono y una disminución de la mitigación del cambio climático. La problemática del uso del suelo está generando a nivel mundial grandes deforestaciones. Estas conllevan a la destrucción de ecosistemas y con ello a la pérdida biodiversidad de flora y fauna (Gamboa *et al.*, 2016).

México actualmente ocupa el cuarto lugar de los países con mayor biodiversidad a nivel mundial, alberga entre el 10 y 12%, de todas las especies conocidas en el planeta. Solo es superado por países como; Brasil, Colombia e Indonesia. Además, a nivel mundial México ocupa el tercer lugar, en diversidad de ecosistemas. Todo esto, debido a su posición geográfica, en la que se traslapan dos regiones biogeográficas, la Neártica y la neotropical. Así, México es un país muy diverso en fauna y flora (Badii *et al.*, 2015).

La deforestación y fragmentación de los ecosistemas son reconocidos como las principales causas de pérdida de la biodiversidad en México. Estos procesos son originados por las actividades antrópicas, como es el caso de la producción agropecuaria. Las cuales, han generado alteraciones sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, por ejemplo, la destrucción de hábitats y nichos ecológicos de poblaciones. Todos estos factores, están generando un aumento en la pérdida de biodiversidad, en las diferentes regiones del país (List *et al.*, 2017).

Los ecosistemas y su biodiversidad son de gran importancia para el ser humano. Ellos ofrecen servicios ecosistémicos, tanto para la subsistencia biológica, como para sectores económicos y sociales. Estos servicios no solo están siendo

afectados por las actividades antrópicas, también el cambio climático esta generado un desequilibrio en ellos. Como hoy se evidencia en la alteración de fenómenos naturales que son más fuertes cada día, el caso de la alteración del ciclo hidrológico, que ha generado riesgos socio-ambientales por las fuertes inundaciones y sequias (Quétier *et al.*, 2007). De las regiones hidrológicas de México, un 55% de aguas superficiales están contaminadas y un 16% de acuíferos sobreexplotados. Esta es una grave alteración, que pone en riesgo la seguridad alimentaria del país, por la disminución de los recursos naturales disponibles para la producción agropecuaria (López-Barrera *et al.*, 2017).

La ganadería es una de las actividades productivas más frecuentes en las zonas rurales de México, llegando a ocupar 110 millones de hectáreas, que representan el 56% del territorio nacional. Esta se practica en las diferentes regiones ecológicas e incluso con condiciones adversas, como es el caso del norte de México que se caracteriza por ser una zona árida (Mora *et al.*, 2013). Por esta razón, es importante desarrollar estrategias de conservación ecológica para prevenir y mitigar la pérdida de biodiversidad. La disminución en la biodiversidad de fauna y flora, está relacionada con la reducción de cobertura vegetal la cual impacta a los mamíferos silvestres, debido a la destrucción de sus hábitats (Sosa, 2016). Las Zonas Áridas y semi áridas de México no solo son refugio para una gran variedad de plantas, sino también de animales silvestres, por lo cual se hace necesario conocer la fauna y flora de regiones donde aún se desconoce (Arámbula, 2005).

Las zonas áridas presentan una muy limitada humedad, escasas precipitaciones y altas tasas de evaporación, las cuales están relacionadas con altas temperaturas, factores que aumentan la erosión y baja productividad de los suelos. Estas características en conjunto, hacen que estos ecosistemas secos, sean más vulnerables, comparados con otros de zonas con rasgos diferentes (Moreno & Casas, 2008). Ello se refleja en la velocidad de desertificación, que es mayor en ecosistemas usados para la producción agropecuaria, con relación al tiempo de su recuperación. Es por esto que a México, le tomaría décadas para

contrarrestar la velocidad de desertificación con la restauración de sus suelos (Granados *et al.*, 2012). Por ello se requieren de estrategias que permitan mitigar la degradación de dichos ecosistemas.

La zona árida Chihuahuense ocupa la porción septentrional del Altiplano Mexicano, en altitudes que varían entre los 1000 y 2200 msnm. Esta tiene una superficie surcada por diferentes cadenas montañosas e incluye a los estados de: Chihuahua, Coahuila, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí, Nuevo León y Tamaulipas (Medrano, 2012). El municipio de Hidalgo, Durango está situado, a una altura de 1,699 metros sobre el nivel del mar, en gran parte sobre los terrenos altos de la meseta de la Zarca, con una temperatura media anual de 17 °C, con vegetación de tipo pastizal y abundancia de matorrales, dentro de los cuales se agrupan arbustos de hojas pequeñas (INAFED, 2010).

El presente estudio incluye un análisis de las variaciones de cobertura vegetal que se han presentado en las últimas dos décadas, permitiendo identificar cual es el impacto que tiene la ganadería sobre la regeneración en el área de estudio, que abarca un área de exclusión al pastoreo, la cual fue establecida en el 2010. En el mismo ámbito de análisis se realizó la comparación de diversidad de flora en el área excluida a la zona de pastoreo, esto con el fin de determinar cuál es la riqueza de especies dentro y fuera del área de exclusión y finalmente se identificó que especies de aves están asociadas al área de estudio. Estos análisis y evaluaciones realizadas permitieron conocer como la ganadería ejerce un impacto negativo hacia la biodiversidad de flora y aves. Así mismo el establecimiento de áreas de exclusión, puede ser una estrategia para la mitigación y restauración de ecosistemas degradados en zonas áridas.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Evaluar el impacto de la ganadería en la diversidad de flora y aves mediante índices de diversidad e índices de vegetación en un agostadero en el municipio de Hidalgo del estado de Durango México.

2.2. Objetivos específicos

- Identificar la existencia de diferencias en la diversidad de flora y aves en un área de exclusión en relación con el área de pastoreo.
- Determinar cuáles han sido las variaciones de la cobertura vegetal del área de exclusión a la ganadería y el área de pastoreo mediante el análisis multitemporal de imágenes satelitales.
- Identificar las especies de aves que se encuentran asociadas al área de estudio.

3. HIPOTESIS

Las áreas de exclusión presentan una mayor cobertura vegetal y biodiversidad de flora y fauna que en lugares de libre pastoreo.

CAPITULO II

4. REVISIÓN DE LITERATURA

4.1. La ganadería en América latina

Se ha evidenciado en la última década el aumento de la ganadería en Latino América, lo cual genera un desarrollo económico en los países, sin embargo, se están presentando altas tasas de deforestación, un claro ejemplo de ello es la región amazónica, la cual ha perdido miles de hectáreas por la ampliación de fronteras ganaderas, repercutiendo principalmente en la liberación de dióxido de carbono a la atmosfera y pérdida de biodiversidad por la destrucción de hábitats. Esta problemática ambiental es reflejo de la falta de transversalidad de las políticas pecuarias y ambientales en las diferentes entidades del sector público y privado. Esto incluye coherencia entre los planes de desarrollo, los planes de ordenamiento territorial y el cumplimiento, vigilancia y control en la aplicación de normatividad ambiental (Salazar *et al.*, 2013).

En los últimos años el crecimiento demográfico ha generado un aumento en la demanda de productos ganaderos a nivel mundial, lo que incide en un incremento de la producción mundial ganadera para satisfacer estas necesidades. Al mismo tiempo la explotación intensiva o extensiva tienen un impacto significativo en el medio ambiente, en el cual están incluidos los componentes aire, suelo, agua y biodiversidad (FAO, 2021).

Para América Latina y el Caribe la ganadería ha tenido un enorme crecimiento debido a la demanda mundial por alimentos de origen animal, lo que ha permitido que se convierta en una de las regiones que más carne bovina exporta a nivel mundial. Esto representa una oportunidad para el desarrollo de los países, permitiendo generar riqueza y mitigar la pobreza, pero conlleva ciertos riesgos

socio ambientales si este no se realiza de manera sostenible. Por lo cual se hace necesario promover sistemas de producción ganaderos sustentables, en los cuales se integren políticas públicas orientadas a generar un equilibrio en la sustentabilidad social y ambiental en los territorios (FAO, 2020).

4.2. Incidencia de la ganadería sobre los ecosistemas

En los últimos años, se han llevado a cabo estudios sobre el efecto de la ganadería en los ecosistemas. Un caso en China donde se evaluaron los daños ocasionados por herbívoros, y el efecto del uso de parcelas de exclusión en la riqueza y composición de la vegetación, concluyendo que este método permitía facilitar la regeneración pasiva de especies de plantas nativas. Los resultados del estudio mostraron un crecimiento exponencial en comparación con zonas no excluidas (Tian *et al.*, 2019). En la misma línea, otro estudio evaluó como la exclusión de la ganadería, afectaba la estructura de vegetación de un sotobosque. Donde se concluyó que en bosques secos con muchos años de sobrepastoreo, la exclusión de la ganadería ayudaba en la regeneración vegetal y disminuir el suelo descubierto (Trigo *et al.*, 2020).

A nivel nacional también se han hecho estudios, como es el caso del valle de Tehuacán en un matorral xerófilo. En donde se determinó el impacto de la ganadería sobre las especies "*Bouvardia erecta* y *Justicia Candicans*". En este estudio se analizó el comportamiento de las especies a corto plazo, con el uso de cercas de aislamiento. Con ello, en unos meses se determinó que las plantas aisladas presentaban mayor abundancia que las no aisladas (Baraza & Valiente, 2012). Un estudio realizado en un matorral Tamaulipeco de Nuevo León reveló que la ganadería tiene una incidencia alta sobre la abundancia, así como en la diversidad arbórea y arbustiva. Estos resultados se obtuvieron tras el seguimiento a la composición y diversidad de la vegetación en la zona (Mora *et al.*, 2013).

4.3. Problemática de la ganadería en la conservación de ecosistemas

Los principales problemas ambientales ocasionados por la ganadería que afectan América Latina son; la degradación del suelo debida al sobrepastoreo, la deforestación por la expansión de zonas de pastoreo y los problemas relacionados con la contaminación de los sistemas de producción ganadera. Alrededor del 70 por ciento de las áreas de pastoreo en la región se encuentran en proceso de degradación el cual presentan un grado de afectación moderado o severo (FAO, 2016). Esto por el aumento de deforestación con el incremento de sistemas extensivos de pastoreo, característicos en ciertos países de la región, sin embargo, existen sistemas de producción con estrategias tecnológicas y de manejo sostenible. Estas estrategias involucran procesos de ordenamiento territorial, zonificación y planificación en programas de desarrollo rural y territorial (FAO, 2020).

El sobrepastoreo es uno de los problemas para la conservación de diferentes ecosistemas. Debido a que esta actividad genera alteraciones en las comunidades vegetales, y el deterioro de los hábitats de la fauna silvestre. Con la exclusión de comunidades vegetales, por lo regular se permite la restauración ecológica, aunque esta depende de que tan degradada este la zona. Sin embargo, esta tiene un impacto positivo a mediano y largo plazo (Trigo *et al.*, 2020). Ante la situación descrita y las evidencias mencionadas, donde se reconoce que la ampliación de zonas para la ganadería tiene un impacto en la flora y fauna de los ecosistemas. Es de gran relevancia analizar el efecto de la ganadería sobre la biodiversidad, conociendo la fauna y flora de sitios en los cuales no se han llevado a cabo estudios, donde las condiciones sociales y biológicas son diferentes en determinadas regiones. Todo esto con el fin de generar estudios que sean línea base, para tomar estrategias de conservación y uso sostenible de los recursos naturales.

4.4. Problemática de la ganadería en el municipio de Hidalgo Durango

Actualmente en el municipio de Hidalgo no se conoce, cual es el efecto que tiene la ganadería sobre la vegetación y que mamíferos silvestres terrestres están en el ecosistema. Por lo tanto, se pretende conocer cuál es la diversidad de flora y aves que tiene en un terreno 40,5 hectáreas que está excluida a la ganadería desde el año 2010, comparada con un área de 59,6 hectáreas en la cual se tiene libre pastoreo. Esto es con el fin de generar una línea base para la formulación de planes o estrategias, que permitan la conservación de fauna y flora del municipio y la región.

El municipio de Hidalgo, Durango, en conjunto con San Pedro del Gallo, San Luis de Cordero entre otros municipios del estado de Durango tienen a la ganadería como actividad económica principal, y la agricultura en menor proporción de la cual el 94% es destinada a la producción de forraje y el 6% es para alimentación humana. La actividad pecuaria se comenzó a dar por la existencia de buenas condiciones de agua, temperatura y suelo. Sin embargo en los últimos años se ha venido presentando un deterioro en los recursos naturales que sustentan las actividades, debido a la sobreexplotación de los recursos naturales en la zona (Castillo *et al.*, 2009). Ante la situación descrita y las evidencias mencionadas, donde se conoce que la ampliación de zonas para la ganadería tiene un impacto en la flora y fauna de los ecosistemas, es de vital importancia analizar cómo se ve afectada la biodiversidad del área de estudio.

4.5. Sostenibilidad de la producción ganadera en América Latina

Un tercio de la superficie terrestre a nivel mundial está clasificado como pastizales, dentro de los cuales están incluidos ecosistemas frágiles como son: las praderas, los matorrales, los humedales, las tierras altas y los desiertos. Estos últimos son muy vulnerables a procesos de desertificación y efectos del cambio climático, debido a sus condiciones climáticas adversas. Aunque en estos se presentan características climáticas complejas, los sistemas ganaderos han sido adaptados a estas condiciones en el cual se recurre a obtener el máximo provecho de los limitados recursos naturales a fin de poder llevar a cabo las producciones pecuarias (FAO, 2017).

La alta deforestación, degradación de suelos, pérdida de biodiversidad, contaminación de suelos, aguas y la generación de gases efecto invernadero - GEI, están asociados principalmente por la expansión de la ganadería no sostenible. En el cual ya se están visualizando los efectos y riesgos que se han generado en diferentes regiones, lo cual hace necesario desarrollar políticas públicas, que permitan generar instrumentos de regulación e inversión que estimulen la producción sostenible, la recuperación de ecosistemas degradados, el desarrollo de tecnologías para la mitigación y la adaptación al cambio climático. Estas políticas públicas son deficientes en muchos países, en los cuales se presenta una gran deficiencia en políticas de desarrollo agropecuario y uso eficiente de los recursos naturales. México es uno de los países donde las problemáticas ambientales son más marcadas, debido a la alta presión que existe por la sobreexplotación de los recursos naturales en explotaciones tanto extensivas como intensivas (Gerber *et al.*, 2013).

La recuperación de áreas y ecosistemas degradadas mediante diferentes estrategias de sostenibilidad trae beneficios ambientales, económicos y sociales. Estas deben de enmarcar políticas tanto públicas como privadas, que estimulen el fortalecimiento institucional, la investigación, el desarrollo e implementación de tecnología orientadas a la adaptación al cambio climático, desarrollo de forrajes, eficiencia en el uso del agua, y restauración de ecosistemas (Gerber *et al.*, 2013). Los recursos naturales en América Latina presentan potencialidades, las cuales pueden ser aprovechadas de manera sostenible superando las limitaciones técnicas, socioeconómicas y ambientales asociadas a la dinámica de la actividad ganadera, la cual aborda aspectos de seguridad alimentaria y sostenibilidad ambiental de los ecosistemas (Parra-Cortés *et al.*, 2019). Como es el caso de los sistemas agroforestales y silvopastoriles, que involucran aspectos de cambio cultural, políticas públicas, participación comunitaria y desarrollo tecnológico (López-Vigoa *et al.*, 2017).

4.6. La teledetección en estudios multitemporales de vegetación

La teledetección es una técnica basada en la recopilación de datos de la superficie terrestre por medio de sensores que son instalados en plataformas espaciales, los cuales registran la interacción electromagnética entre el sensor y el terreno a través de la medición de la reflectancia. Para el caso de los sensores de los satélites los cuales pueden ser multiespectrales o hiper espectrales, tienen la capacidad de registrar el comportamiento de los diferentes objetos que se encuentran en la superficie de la tierra, por medio de la reflectancia que se registra en las diversas bandas del espectro electromagnético (Instituto Geográfico Nacional, 2018).

Con respecto a los diferentes objetos que se encuentran en la superficie terrestres (vegetación, cuerpos de agua, suelos, áreas urbanas, mantos de nieve), dependiendo de sus características y naturaleza generan una reacción diferente del flujo de energía reflectada. Esta energía es captada por el sensor y procesada digitalmente en diferentes rangos dependiendo de la resolución radiométrica del sensor (Martínez Vega & Martín, 2010). Específicamente la respuesta espectral de la vegetación está caracterizado por presentar baja reflectancia en el visible azul (400 - 500 nm) y rojo (600 - 700 nm), pero con un incremento en el verde (500 - 600 nm) esto debido a la fuerte absorción que tiene los pigmentos foliares, como es el caso de la clorofila el cual tiene dominancia de respuesta espectral, debido a que es 5 a 10 veces mayor a otros pigmentos como el caroteno (Maya, 2019).

El análisis multitemporal a través de imágenes satelitales consiste en evaluar o analizar el comportamiento de la vegetación en épocas diferentes esto mediante la comparación de imágenes, utilizando herramientas de sistemas de información geográfica (Correa Valencia, 2018). Esto ha permitido poder analizar los impactos ambientales que se están generando por las actividades antropogénicas, así como los efectos del cambio climático sobre diferentes ecosistemas, que se han estado dando a través del tiempo. Lo anterior contribuye a generar información primordial en la formulación e implementación de estrategias de recuperación de ecosistemas y mitigación del cambio climático.

4.7. Análisis del cambio en coberturas vegetales

La vegetación es un indicador importante en la evaluación de procesos biofísicos en los ecosistemas, tales como pérdida de biodiversidad, erosión del suelo, relación de vegetación-clima, distribución de especies (Gonzaga, 2015). La pérdida de cobertura vegetal es uno de los fenómenos de mayor impacto a nivel mundial en la alteración del ciclo hidrológico, desertificación, pérdida de productividad primaria y disminución de la infiltración de agua en recargas de acuíferos (Morales-Hernández *et al.*, 2016).

El monitoreo de la vegetación es una de las principales aplicaciones en la observación de coberturas terrestres, esto realizado a través de información proveniente de sensores satelitales. Los cambios en coberturas vegetales multitemporales son esenciales para la estimación digital de las modificaciones asociadas con el uso y cobertura del suelo, permitiendo que este monitoreo espacio temporal de zonas geográficas no solo evalúe el cambio de coberturas vegetales, sino también el deterioro de ecosistemas, cambios de distribución de especies, logrando proveer información base para la determinación de estrategias de áreas prioritarias para la conservación (Gil-Leguizamón & Morales-Puentes, 2016).

4.8. Uso de índices de vegetación en teledetección

Las variaciones espacio temporales de las coberturas vegetales son de gran relevancia como indicador en la dinámica de los ecosistemas, que se realiza a través de la teledetección. Una de las técnicas de análisis de información de satélites multiespectrales son los índices de vegetación, esto es posible gracias a la interacción que se da entre la energía electromagnética y la cobertura vegetal, mediante el comportamiento reflectivo de las plantas con los sensores

satelitales y remotos, el cual es variable dependiendo el estado fisiológico de la vegetación (Gonzaga, 2015).

El análisis espectral de la cobertura vegetal mediante índices está basado en el contraste de las bandas del espectro, que dan como resultados índices espectrales de vegetación. Estos son calculados a partir de una combinación matemática entre dos o más bandas de una imagen obtenida a través de sensores remotos los cuales tienen información esencial de las características de la vegetación (Cruz Flores *et al.*, 2020). El índice de vegetación de Diferencia Normalizada - NDVI (Rouse *et al.*, 1974) se ha utilizado en diferentes estudios como un indicador de pérdida de cobertura vegetal y estado de salud de las plantas, esto a través de la reflectancia en diferentes longitudes de onda de la vegetación, suelo u otros objetos (González-Betancourt & Mayorga-Ruíz, 2018). Los valores de NDVI varían de -1 a 1, siendo el rango que va de 0.2 a 0.8 el más común para la vegetación, mientras que para el suelo los valores son cercanos a 0 y para cuerpos de agua corresponde a valores negativos. Por lo tanto, este índice representa la actividad fotosintética de las coberturas vegetales, estando estrechamente relacionado con la biomasa, productividad primaria neta, estrés hídrico, secuestro de carbono y la biodiversidad de los ecosistemas (Cruz Flores *et al.*, 2020).

4.9. Imágenes satelitales Landsat y PlanetScope

La puesta en marcha de satélites para el monitoreo de la tierra que se dio hacia finales de 1950 representó un gran avance en estudios del sistema ambiental y social, permitiendo conocer el funcionamiento y complejidad de diferentes ecosistemas a nivel mundial en el cual no se podía apreciar con exactitud. Estas observaciones permitieron que la ciencia comprendiera los problemas socioambientales y sus soluciones, mediante el análisis de los datos proporcionados por los satélites, que contribuyeron a diagnosticar fenómenos como; deforestación, fragmentación, desertificación, contaminación entre otros. En las últimas décadas se han desarrollado algoritmos de análisis de percepción remota para monitorear cambios de la cobertura vegetal, dados por diferentes

variaciones ambientales tanto naturales como antrópicas (Cesar Augusto *et al.*, 2017).

Los satélites están situados en la órbita del planeta tierra, sincronizados con el sol, obteniendo información de diferentes zonas de la tierra, mediante sensores remotos. Las imágenes satelitales son de diferentes resoluciones dependiendo las características de los sensores remotos de cada satélite, estas proporcionan información de la superficie de la tierra, del cual pueden tener aplicaciones en el desarrollo ambiental, monitoreo urbano, agricultura, hidrología, recursos naturales, gobierno, defensa y cartografía entre otros (Gašparović *et al.*, 2018). La información generada por los satélites es enviada a la tierra de manera digital a una estación terrestre donde se almacena la información y se procesan como imágenes (Sacristán-Romero, 2007).

Los satélites Landsat fueron lanzados a la órbita terrestre desde el año 1972 con el fin de monitorear los recursos terrestres, están conformados por 8 satélites, puestos en órbita en diferentes periodos de tiempo. Las imágenes Landsat pueden estar compuestas de 4 a 12 bandas, con una resolución espacial entre 15, 30, 60, 120 metros esto dependiendo del satélite, sus sensores y bandas (INEGI, 2021). Los satélites PlanetScope con más de 180 satélites en órbita que fueron lanzados desde el año 2016, siendo la flota comercial más grande de satélites de la historia. Estos recopilan información diaria con una resolución espacial de 3 a 5 metros de toda la masa terrestre, compuestas entre 4 y 8 bandas (ESA, 2021).

5. LITERATURA CITADA

Arámbula, L. A. T. (2005). Problemática y alternativas de desarrollo de las Zonas Áridas y Semiáridas de México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, IV(2), 17-21.

Badii, M., Guillen, A., Rodríguez, C., Lugo, O., Aguilar, J., & Acuña, M. (2015).

- Pérdida de Biodiversidad: Causas y Efectos. *Daena: International Journal of Good Conscience*, 10(2), 156-174.
- Baraza, E., & Valiente, A. (2012). Efecto de la exclusión de ganado en dos especies palatables del matorral xerófilo del Valle de Tehuacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(4), 1145-1151.
<https://doi.org/10.7550/rmb.22871>
- Castillo, I., Estrada, J., Rangel, G., Espinoza, J., Vázquez, C., & Salazar, E. (2009). Ganadería Ejidal y emigración en el municipio de San Luis del Cordero, Durango, norte de México. *Redalyc*, 25, 46-57.
- Cesar Augusto, S. Z., Martinez-Rincon, R. O., & Morales-Zarate, M. V. (2017). Trend in the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) in the Southern Part of Baja California Peninsula. *Investigaciones Geográficas - UNAM*, 2017(94), 82-90. <https://doi.org/10.14350/rig.57214>
- Correa Valencia, J. A. (2018). *Análisis multitemporal de coberturas y usos del suelo: Transformaciones ambientales a través del tiempo en Armenia, Quindío*. Universidad Tecnológica de Pereira.
- Cruz Flores, D. D., Curbelo Benítez, E. A., Ferrer-Sánchez, Y., & Ávila, D. D. (2020). Variaciones espaciales y temporales en el índice de vegetación de diferencia normalizada en Cuba. *Ecosistemas*, 29(1), 1-12.
<https://doi.org/10.7818/ECOS.1885>
- European Space Agency - ESA. (2021). PlanetScope. Recuperado de <https://earth.esa.int/eogateway/missions/planetscope>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2020). La ganadería y sus desafíos en América Latina y el Caribe. Junio 2021, de Agronews Castilla y León Sitio web: <https://www.agronewscastillayleon.com/fao-la-ganaderia-y-sus-desafios-en-america-latina-y-el-caribe>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2021). La ganadería de América Latina y el Caribe. Recuperado de <http://www.fao.org/americas/noticias/ver/es/c/1430860/>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2016). Ganadería de América Latina y el Caribe. Recuperado de

- <http://www.fao.org/americas/noticias/ver/es/c/421098/>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2017). Ganadería sostenible y cambio climático en América Latina y el Caribe.
<http://www.fao.org/americas/prioridades/ganaderia-sostenible/es/>
- Gamboa, J., Jiménez, G., Nahed, J., & Villanueva, G. (2016). Estrategias silvopastoriles para mitigar efectos del cambio climático en sistemas ganaderos del sur de México. *Agroproductividad*, 9, 10-15.
- Gašparović, M., Medak, D., Pilaš, I., Jurjević, L., & Balenović, I. (2018). Fusion of sentinel-2 and PlanetScope imagery for vegetation detection and monitoring. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 42(1), 155-160.
<https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-1-155-2018>
- Gerber, P. J. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Faluccci, A., & Tempio, G. (2013). Enfrentando el cambio climático a través de la ganadería. Una evaluación global de las emisiones y oportunidades de mitigación. In FAO (Ed.), *Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (Food and A)*. <http://www.fao.org/3/a-i3437s.pdf>
- Gil-Leguizamón, P. A., & Morales-Puentes, M. E. (2016). Información espacial, herramientas de análisis en la transformación de las coberturas vegetales. *Ingeniería e Innovación*, 4(2), 16.
<https://revistas.unicordoba.edu.co/index.php/rri/article/view/1176>
- Gonzaga, C. (2015). Aplicación de índices de vegetación derivados de imágenes satelitales para análisis de coberturas vegetales en provincia de Loja, Ecuador. *CEDAMAZ*, 5, 30-41.
- González-Betancourt, M., & Mayorga-Ruíz, Z. L. (2018). Normalized difference vegetation index for rice management in el Espinal, Colombia. *DYNA - Universidad Nacional de Colombia*, 85(205), 47-56.
<https://doi.org/10.15446/dyna.v85n205.69516>
- Granados, D., Hernández, M., Vázquez, A., & Ruíz, P. (2012). Los procesos de desertificación y las regiones áridas. *Revista Chapingo Serie Ciencias*

- Forestales y Del Ambiente*, 45-65. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa>
- INAFED. (2010). Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México: municipio de Hidalgo. Recuperado de <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM10durango/municipios/10010a.html>
- INEGI. (2021). Imágenes de satélite Landsat. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/imagenes/imgLandsat/>
- Instituto Geográfico Nacional. (2018). Teledetección. Junio 2020, de Gobierno de España Sitio web: <https://www.ign.es/web/resources/docs/IGNCnig/OBS-Teledeteccion.pdf>
- Lira Torres, I., & Briones Salas, M. (2011). Impacto de la ganadería extensiva y cacería de subsistencia sobre la abundancia relativa de mamíferos en la Selva Zoque, Oaxaca, México. *Therya*, 2(3), 217-244. <https://doi.org/10.12933/therya-11-49>
- List, R., Rodríguez, P., Pelz, K., Benítez, J., & Lobato, J. (2017). La conservación en México: exploración de logros, retos y perspectivas desde la ecología terrestre. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 65-75. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.007>
- López-Barrera, F., Martínez, C., & Ceccon, E. (2017). Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 97-112. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.001>
- López-Vigoa, O., Sánchez, T., Iglesias, M., Lamela, L., Soca, M., Arece, J., & De La Caridad, M. (2017). Silvopastoral systems as alternative for sustainable animal production in the current context of tropical livestock production. *Pastos y Forrajes*, 40(2), 83-95. http://scielo.sld.cu/pdf/pyf/v40n2/pyf01217.pdf%0Ahttp://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-03942017000200001&lng=es&nrm=iso
- Martínez Vega, J., & Martín, M. P. (2010). Teledetección y Medio Ambiente. In C. de C. H. y Sociales (Ed.), *Red Nacional de Teledetección Ambiental*.
- Maya, M. (2019). *Variabilidad en la respuesta espectral de especies forestales en un contexto urbano*. Universidad Nacioanl de Colombia.

- Medrano, F. (2012). *Las zonas áridas y semiáridas de México y su vegetación*. 173. <https://www.mendeley.com/viewer/?fileId=361ea4ab-8d7c-f217-248a-e239d04a852b&documentId=28f72f87-5af3-368b-8ead-157c71f3c75f>
- Mora, C. A., Jiménez, J., Alanís, E., Rubio, E. A., Camacho, R., Yerenayamallel, J. I., & González, M. A. (2013). Efecto de la Ganadería en la Composición y Diversidad Arbórea y Arbustiva del Matorral Espinoso Tamaulipeco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4, 14. <https://doi.org/https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i17.426>
- Morales-Hernández, J. C., Carrillo-González, F. M., Farfán-Molina, L. M., & Cornejo-López, V. M. (2016). Cambio de cobertura vegetal en la región de Bahía de Banderas, México. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 18(1), 7-16. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v18n1.57709>
- Moreno, A. I., & Casas, A. (2008). Zonas Áridas y semiáridas Interrelaciones Bioticas. *Revista Chapingo Zonas Áridas*, 7, 13-35.
- Parra-Cortés, R. I., Magaña-Magaña, M. A., & Piñeiro-Vázquez, A. T. (2019). Sustainable intensification of tropical cattle raising based on local resources: environmental mitigation alternative for Latin America. Review. *ITEA Información Técnica Económica Agraria*, 115(4), 342-359. <https://doi.org/10.12706/itea.2019.003>
- Rouse J., R. Hass, J. Schell, D. Deering y J. Harlan. 1974. Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation. NASA/GSFC, Type III Final Report, Geenbelt MD, 371 pp.
- Quétier, F., Tapella, E., Conti, G., Cáceres, D., & Díaz, S. (2007). Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta Ecológica*, 17-26. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=539/53908503>
- Sacristán-Romero, F. (2007). La teledetección satelital y los sistemas de protección ambiental. *Scripta Ethnologica*, 24, 79-90.
- Salazar, M. T. S., Izquierdo, J. M. C., & Verdinelli, G. B. (2013). La política de ordenamiento territorial en México: de la teoría a la práctica. Reflexiones sobre sus avances y retos a futuro. In *La política de ordenamiento territorial*

en México: de la teoría a la práctica (pp. 19-46). Instituto Nacional de Ecología.

Sosa, J. E. (2016). Restauración ecológica y la protección de los mamíferos en México. *Therya*, 7(2), 213-214. <https://doi.org/10.12933/therya-16-409>

Tian, C., Liao, P. C., Dayananda, B., Zhang, Y. Y., Liu, Z. X., Li, J. Q., Yu, B., & Qing, L. (2019). Impacts of livestock grazing, topography and vegetation on distribution of wildlife in Wanglang National Nature Reserve, China. *Global Ecology and Conservation*, 20, e00726.

<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00726>

Trigo, C., Villagra, P., Cowper, P., Marás, G., Andrade, M., Núñez, M., Derlindati, E., & Tálamo, A. (2020). Can livestock exclusion affect understory plant community structure? An experimental study in the dry Chaco forest , Argentina. *Forest Ecology and Management*, 463(Febrero), 118014. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118014>

CAPITULO III

Impacto de la ganadería en la biodiversidad en un agostadero del Norte de México.

RESUMEN

En las últimas décadas el incremento exponencial en el uso del suelo para pastoreo y agricultura está repercutiendo en la biodiversidad, debido a las altas tasas de deforestación y fragmentación de hábitats. El sobrepastoreo es uno de los problemas para la conservación de ecosistemas, por las alteraciones que genera en las comunidades vegetales y el deterioro de hábitats. El estudio evaluó el impacto de la ganadería en la biodiversidad de flora y aves de un agostadero del municipio de Hidalgo, Durango, en un área de exclusión y un área de pastoreo, mediante el registro de vegetación con el método de Línea Canfield, y registro de aves con avistamiento. Los datos se analizaron con los índices de diversidad; Jaccard, Margalef y Shannon, además de prueba estadística t-student con confiabilidad del 95%. Los resultados de vegetación en el número de individuos y especies fueron mayores en el área de exclusión que en el área de pastoreo. Para el número de individuos se tuvieron diferencias con valor de $p=0.004$, mientras que especies el valor fue $p=0.76$, evidenciando que no hay diferencias entre ambas áreas. Respecto a las aves se encontró un mayor número de individuos y especies en el área de exclusión que en el área de pastoreo. Sin embargo, la prueba estadística t-Student mostro que no hay diferencias ya que los valores fueron $p=0.080$ y $p=0.71$ para especies e individuos respectivamente. En cuanto a los índices de diversidad se encontró que en flora y aves el área de exclusión es mayor que el área de pastoreo. Se concluye que la exclusión del área ha permitido la regeneración del ecosistema al encontrarse mayor número de especies de flora y presencia de aves que en el área de pastoreo, sin embargo, este proceso es a largo plazo para que puedan encontrarse diferencias.

Palabras clave: Agostadero, Impacto, Jaccard, Margalef, Shannon.

Livestock Impact on rangeland biodiversity in the North of Mexico.

ABSTRACT

In recent decades, the exponential increase in land use for grazing and agriculture has had repercussions on biodiversity, due to high rates of deforestation and habitat fragmentation. Overgrazing is one of the problems for the conservation of ecosystems, due to the alterations it generates in plant communities and the deterioration of habitats. This study evaluated the impact of livestock on the biodiversity of flora and birds in a pasture in the municipality of Hidalgo, Durango, in an exclusion area and a grazing area, by recording vegetation with the Canfield Line method, and recording birds with sightings, the data obtained was analyzed with the diversity indexes; Jaccard, Margalef and Shannon, in addition to applying the t-Student statistical test, with a reliability of 95%. The results of vegetation in the number of individuals and species was higher in the exclusion area than the grazing area. For the number of individuals there were differences with a value of $p=0.004$, while for species the value was $p=0.76$, showing that there are no differences between the two areas. Regarding birds, a greater number of individuals and species were found in the exclusion area than in the grazing area. However, the t-Student statistical test showed that there are no differences since the values were $p=0.080$ and $p=0.71$ for species and individuals respectively. Regarding the diversity indices, it was found that in flora and birds the exclusion area is greater than the grazing area. It is concluded that the exclusion of the area has allowed the regeneration of the ecosystem by finding a greater number of flora species and presence of birds than in the grazing area, however, this process is a long-term process so that differences can be found.

Keywords: Rangeland, impact, Margalef, Jaccard, Shannon.

1. INTRODUCCIÓN

Los cambios en el uso del suelo generan alteraciones que dependen de las actividades que se llevan a cabo en los terrenos, estos generan un impacto sobre la funcionalidad de los ecosistemas, viéndose reflejado en la abundancia y diversidad de especies, repercutiendo no solo a nivel ambiental, ya que también generan consecuencias sociales debido a los servicios ecosistémicos en las comunidades que habitan estas zonas (Castellanos-Villegas *et al.*, 2010).

México cuenta con una gran diversidad de ecosistemas, posicionándose dentro del quinto lugar con mayor riqueza biológica a nivel mundial, esto creado a partir de la diversidad de condiciones fisiográficas, geología y climatología (SEMARNAT, 2015). Sin embargo esta se ha visto amenazada por factores antropogénicos, relacionados directamente con el uso del suelo, que ha generado la degradación y fragmentación de ecosistemas a nivel nacional y principalmente aquellos que son más vulnerables debido a sus condiciones abióticas, como es el caso de las zonas áridas (López-Barrera *et al.*, 2017).

La restauración ecológica es considerada una herramienta para revertir la pérdida de biodiversidad y con ello recuperar los servicios ecosistémicos, en las diferentes regiones donde se ha presentado degradación y destrucción de ecosistemas por actividades antropogénicas (López-Barrera *et al.*, 2017). Por lo tanto, se hace necesario realizar investigaciones que permitan probar hipótesis sobre los procesos de recuperación ecológica en un área determinada.

Aproximadamente un 85 % de las zonas áridas de México han presentado un incremento en procesos de desertificación, como consecuencia de los procesos de erosión originados por el sobrepastoreo en la producción de ganadería extensiva (Yañez, 2019). Este tipo de sistema de producción genera un gran impacto debido a los cambios en el uso del suelo, que, con una deficiente planificación y manejo inadecuado de los sistemas de pastoreo, ha propiciado en la pérdida de biodiversidad tanto de flora como de fauna. Cabe resaltar que el 61% de las tierras ganaderas presentan grados de erosión de moderado a crítico

y aproximadamente el 47% de los pastizales nativos en zonas áridas han desaparecido o están fragmentados (Deschamps *et al.*, 2020).

El estudio de investigación realizado permitió evaluar la incidencia que tiene la ganadería sobre la vegetación y aves asociadas al agostadero, en un área de aproximadamente de 100 hectáreas de terreno, en la cual el primer predio consta de 40,5 ha excluido de la ganadería desde el año 2010 y la segunda área son otras 59,6 hectáreas contiguas al mismo terreno que siguen siendo usadas para pastoreo.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El estudio se realizó en un agostadero del municipio de Hidalgo estado de Durango, situado sobre una altura de 1745 msnm, en gran parte sobre los terrenos altos de la meseta de la Zarca. Este limita al norte con el estado de Chihuahua, y con los municipios del estado de Durango al sur con los municipios Indé y San Pedro del Gallo, al oriente con Mapimí y con San Pedro del Gallo y al occidente Ocampo e Indé (Municipios de México, 2021). El área de estudio está ubicada en las coordenadas 25°85'33.8" latitud norte, 104°48'33.7" longitud oeste, con una temperatura media anual de 17°C, la máxima de 42.5°C y la mínima de 7°C. la riqueza en flora está caracterizada principalmente por matorrales, de los cuales se agrupan arbustos de hojas pequeñas (INAFED, 2010). Los suelos del municipio de Hidalgo son de tipo Chernozem cálcico, Feozem calcarico, Regosol calcarico, Rendzina, Xerosol cálcico y Xerosol Háplico, y específicamente el área de estudio presenta dos tipos de suelo; Xerosol cálcico y Rendzina (INAFED & CONABIO, 2008).

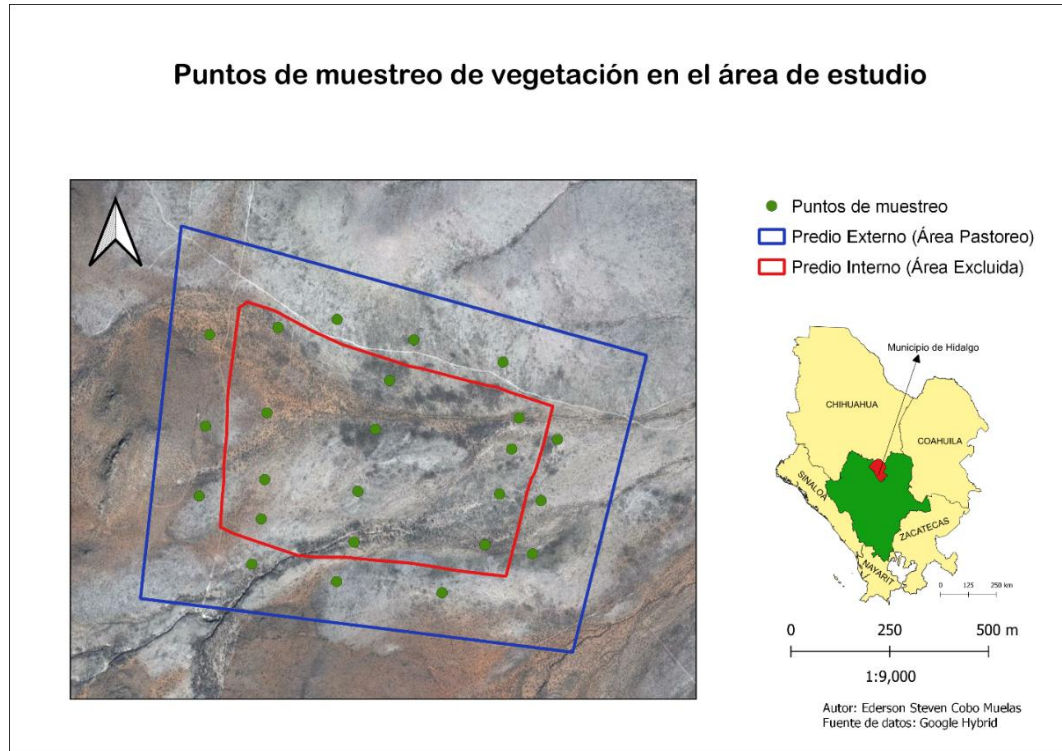


Figura 1. Puntos de muestreo de vegetación en el área de estudio del municipio de Hidalgo, Durango.

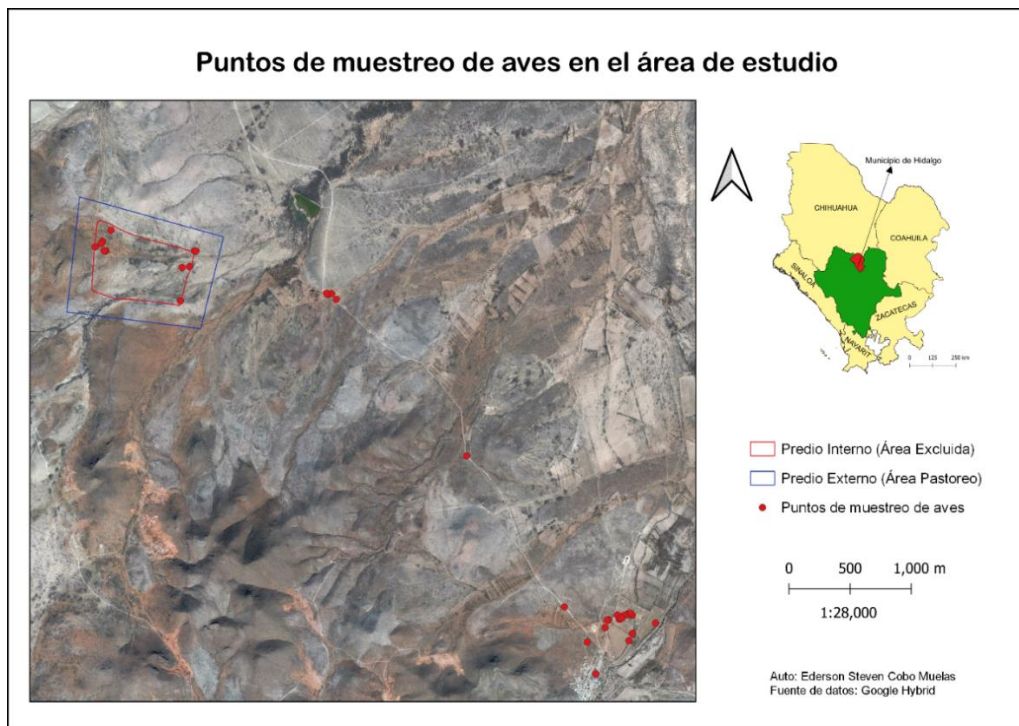


Figura 2. Puntos de muestreo de aves en el área de estudio del municipio de Hidalgo, Durango.

2.2. Metodología

Flora

El estudio se llevó a cabo durante el verano-otoño de 2020 y 2021, se realizaron recorridos de campo para seleccionar 24 puntos de muestreo al azar, con una distancia mínima de 100 metros lineales, dentro de los cuales 12 se realizaron dentro del área de exclusión y 12 fuera del área de exclusión; en estos puntos se realizó el inventario de vegetación mediante el método de Línea Canfield (Canfield, 1941), al registrar los individuos que se interceptaron en una línea de 50 metros (Figura 2). La respectiva identificación se realizó mediante el uso de la guía de plantas de la reserva de la Biosfera de Mapimí (Grajales, 2015) y la base de datos de la plataforma online Naturalista de CONABIO para la zona de Durango y Chihuahua. Posteriormente a la recolección de los datos se llevó a cabo el procesamiento y análisis comparativo en el programa Microsoft Excel 2010.

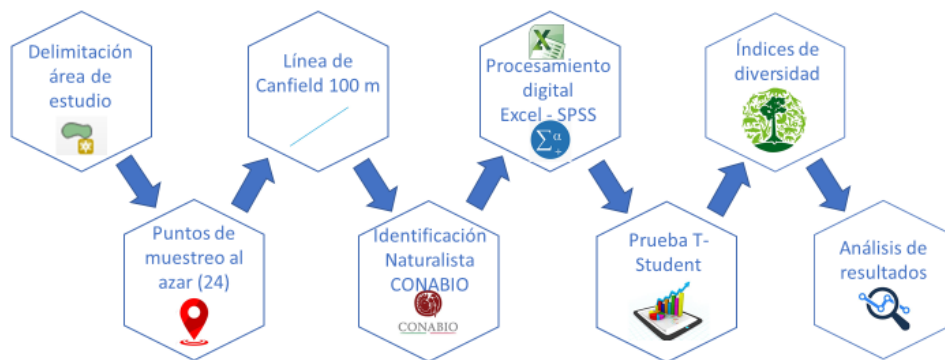


Figura 3. Esquema metodológico del proceso de investigación realizado para la vegetación en el área de estudio.

Fauna

La identificación de aves asociadas se realizó mediante el método de “búsqueda por recorridos” el cual consistió en realizar recorridos caminando por el área de estudio, esto con el fin de verificar la presencia de especies en un área determinada, registrando todos los individuos encontrados durante los recorridos

(Aguirre León, 2009). El registro de aves se realizó mediante el método directo con observación de los individuos presentes en el área de estudio, mediante recorridos en transectos en línea de 100 metros, este se realizó durante el verano del 2020 en el área de estudio.

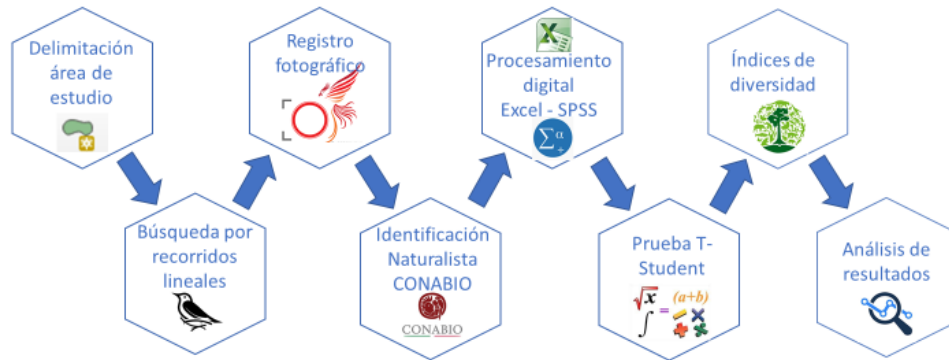


Figura 4. Esquema metodológico del proceso de investigación realizado para aves en el área de estudio.

2.3. Análisis de datos

Con los datos recolectados en campo (fauna y flora) se hizo el análisis con índices de diversidad, específicamente diversidad alfa y beta, los índices calculados fueron: (Villarreal *et al.*, 2006):

- Índice de Margalef (riqueza): relaciona el número de especies de acuerdo con número total de individuos (Margalef, 1969).

$$DMg = \frac{S-1}{\ln N}$$

Donde:

S = número de especies.

N = número total de individuos.

- Índice Shannon (equidad): indica qué tan uniformes están representadas las especies (en abundancia) teniendo en cuenta todas las especies muestreadas (Shannon, 1948).

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \log_2 p_i$$

Donde:

S = número de especies.

P_i = proporción de individuos de la especie

- Índice Jaccard (similitud): se relaciona el número de especies compartidas con el número total de especies exclusivas (Magurran 1988).

$$IS_J = \frac{C}{a+b-c} * 100$$

Cuadro 1. Valores de interpretación índices de diversidad.

Índice	Rangos de interpretación	
Margalef (Riqueza de especies)	<2 - Baja biodiversidad	> 5 - Alta biodiversidad
Shannon (Equidad en abundancia sp)	< 2 Baja Biodiversidad	> 3 Alta biodiversidad
Jaccard	Valores de referencia en porcentajes	

Fuente: (Villarreal et al., 2006).

2.4. Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos de los datos recolectados para vegetación y aves se realizaron en el programa SPSS. En el cual para analizar si existían diferencias entre el área de exclusión y de pastoreo se aplicó estadística paramétrica mediante la prueba t-Student.

$p \geq 0.05$ - La diferencia encontrada es no significativa.

$p \leq 0.05$ - La diferencia encontrada es significativa entre las muestras.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Diversidad de flora en el área de estudio

En el área de estudio de los 24 transectos tanto dentro como fuera del área de exclusión se registraron un total de 1771 individuos, pertenecientes a 23 familias, divididas en 65 especies. De los cuales para el predio de exclusión fueron 933 individuos distribuidos en 23 familias y 60 especies. Mientras que para el predio de pastoreo fueron 838 individuos distribuidos en 19 familias y 43 especies. Así mismo se puede evidenciar que las especies más abundantes en el predio de exclusión son; *Acacia greggii*, *Flourensia cernua*, *Larrea tridentata*, *Parthenium incanum*. Mientas que para el área de pastoreo las especies más abundantes son; *Acacia greggii*, *Larrea tridentata* y *Vachellia vernicosa* (Cuadro 2).

Cuadro 2. Vegetación registrada en el área de estudio para ambas áreas.

N° especie	Familia	Especie	Total de Individuos		Abundancia %	
			Área exclusión	Área pastoreo	Área exclusión	Área pastoreo
1	Fabaceae	<i>Acacia angustissima</i>	17	16	1.82	1.91
2	Fabaceae	<i>Acacia constricta</i>	24	14	2.57	1.67
3	Fabaceae	<i>Acacia greggii</i>	103	124	11.04	14.80
4	Fabaceae	<i>Acacia neovernicosa</i>	33	0	3.54	0.00
5	Fabaceae	<i>Acacia roemeriana</i>	3	0	0.32	0.00
6	Asteraceae	<i>Acourtia nana</i>	0	2	0.00	0.24
7	Agavaceae	<i>Agave havardiana</i>	4	3	0.43	0.36
8	Verbenaceae	<i>Aloysia gratissima</i>	4	0	0.43	0.00
9	Verbenaceae	<i>Aloysia wrightii</i>	2	0	0.21	0.00
10	Asteraceae	<i>Ambrosia confertiflora</i>	1	0	0.11	0.00

11	Amaranthaceae	<i>Atriplex canescens</i>	1	3	0.11	0.36
12	Asteraceae	<i>Baccharis salicifolia</i>	12	0	1.29	0.00
13	Asteraceae	<i>Baileya multiradiata</i>	4	0	0.43	0.00
14	Poaceae	<i>Bouteloua curtipendula</i>	26	5	2.79	0.60
15	Poaceae	<i>Bouteloua gracilis</i>	17	1	1.82	0.12
16	Poaceae	<i>Bouteloua pulchella</i>	1	37	0.11	4.42
17	Malpighiaceae	<i>Calvicola sericea</i>	3	13	0.32	1.55
18	Fabaceae	<i>Calliandra eriophylla</i>	6	20	0.64	2.39
19	Poaceae	<i>Cenchrus ciliare</i>	0	1	0.00	0.12
20	Cannabaceae	<i>Celtis pallida</i>	1	0	0.11	0.00
21	Boraginaceae	<i>Cordia parvifolia</i>	35	12	3.75	1.43
22	Cactaceae	<i>Cylindropuntia imbricata</i>	6	7	0.64	0.84
23	Convolvulaceae	<i>Dichondra argentea</i>	3	11	0.32	1.31
24	Poaceae	<i>Digitaria californica</i>	1	0	0.11	0.00
25	Cactaceae	<i>Echinocactus horizontlalonius</i>	2	0	0.21	0.00
26	Cactaceae	<i>Echinocereus pectinatus</i>	1	0	0.11	0.00
27	Cactaceae	<i>Echinomastus unguispinus</i>	2	4	0.21	0.48
28	Poaceae	<i>Eragrostis mexicana</i>	2	2	0.21	0.24
29	Asteraceae	<i>Flourensia cernua</i>	124	30	13.29	3.58
30	Fouquieriaceae	<i>Fouquieria splendens</i>	2	1	0.21	0.12
31	Onagraceae	<i>Fuchsia spp</i>	4	0	0.43	0.00
32	Asteraceae	<i>Gymnosperma glutinosum</i>	1	2	0.11	0.24
33	Euphorbiaceae	<i>Jatropha dioica</i>	27	53	2.89	6.32
34	Krameriaceae	<i>Krameria pauciflora</i>	31	2	3.32	0.24
35	Zygophyllaceae	<i>Larrea tridentata</i>	101	125	10.83	14.92
36	Poaceae	<i>Leptochloa dubia</i>	4	0	0.43	0.00
37	Poaceae	<i>Lycurus phleoides</i>	0	1	0.00	0.12
38	Verbenaceae	<i>Lippia graveolens</i>	5	12	0.54	1.43
39	Asteraceae	<i>Machaeranthera pinnatifida</i>	2	7	0.21	0.84

40	Cactaceae	<i>Mammillaria heyderi</i>	1	0	0.11	0.00
41	Cactaceae	<i>Mammillaria lasiacantha</i>	1	3	0.11	0.36
42	Fabaceae	<i>Mimosa sensitiva</i>	5	31	0.54	3.70
43	Poaceae	<i>Muhlenbergia phleoides</i>	11	0	1.18	0.00
44	Cactaceae	<i>Opuntia rastrera</i>	8	4	0.86	0.48
45	Asteraceae	<i>Parthenium argentatum</i>	0	7	0.00	0.84
46	Asteraceae	<i>Parthenium incanum</i>	95	48	10.18	5.73
47	Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i>	38	70	4.07	8.35
48	Fabaceae	<i>Prosopis laevigata</i>	46	18	4.93	2.15
49	Anacardiaceae	<i>Rhus microphylla</i>	3	11	0.32	1.31
50	Apocynaceae	<i>Sarcostemma crispum</i>	2	0	0.21	0.00
51	Aizoaceae	<i>Sesuvium verrucosum</i>	3	3	0.32	0.36
52	Poaceae	<i>Setaria grisebachii</i>	4	0	0.43	0.00
53	Poaceae	<i>Setaria leucopila</i>	22	0	2.36	0.00
54	Poaceae	<i>Setaria adhaerens</i>	9	0	0.96	0.00
55	Poaceae	<i>Setaria verticillata</i>	1	2	0.11	0.24
56	Solanaceae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>	3	5	0.32	0.60
57	Talinaceae	<i>Talinum paniculatum</i>	0	2	0.00	0.24
58	Amaranthaceae	<i>Tidestromia gemmata</i>	1	0	0.11	0.00
59	Amaranthaceae	<i>Tidestromia lanuginosa</i>	4	10	0.43	1.19
60	Boraginaceae	<i>Tiquilia canescens</i>	2	9	0.21	1.07
61	Fabaceae	<i>Vachellia vernicosa</i>	25	104	2.68	12.41
62	Asteraceae	<i>Viguiera dentata</i>	19	2	2.04	0.24
63	Agavaceae	<i>Yucca torreyi</i>	9	1	0.96	0.12
64	Asteraceae	<i>Zinnia peruviana</i>	4	0	0.43	0.00
65	Rhamnaceae	<i>Ziziphus obtusifolia</i>	2	0	0.21	0.00
Total de individuos por área			933	838		
Total de individuos registrados en ambas áreas			1771			

3.2. Incidencia de la ganadería sobre la diversidad de flora

La biodiversidad en los diferentes ecosistemas a nivel mundial varia, dependiendo de las condiciones ambientales. Sin embargo, en la actualidad el crecimiento demográfico está ejerciendo una presión sobre dichos ecosistemas generando diferentes impactos tanto a los recursos bióticos como abióticos. Los ecosistemas de zonas áridas presentan características especiales en cuanto a precipitación, temperatura y evapotranspiración, lo que los convierte en ecosistemas frágiles (Moreno & Casas, 2008). El área de estudio es parte de la zona árida del norte de México, como se pudo evidenciar en las características de la vegetación evaluada y condiciones ambientales del lugar. Así mismo la expansión e industrialización de la agricultura y ganadería en el área de la cuenca del Nazas y sus alrededores ha conllevado un aumento de la deforestación ya que la región de la Comarca Lagunera se basa en la ganadería lechera (Leija *et al.*, 2020). El área de exclusión de la zona de estudio se estableció a partir del año 2010, desde esa fecha se disminuyó la presión de la ganadería sobre la vegetación, permitiendo que tuviera un mejor desarrollo y con ello el proceso de restauración del área. Aunque este proceso demore un largo tiempo debido a que las características del suelo como; la capacidad de retención de agua, el espacio aéreo, la materia orgánica, los micro y macronutrientes, son alterados, por lo que el deterioro del ecosistema influye en el desarrollo de ciertas especies siendo más favorable para especies con mayor adaptabilidad a esas condiciones (Rodríguez-Medina *et al.*, 2017).

La cobertura vegetal en el área de exclusión presentó una mayor cantidad de individuos, especies y familias que el área de pastoreo. A pesar de que se registraron menos especies e individuos en el área de pastoreo, estas están adaptadas a las condiciones de sobrepastoreo, presentando una menor cobertura. Esto coincide con autores que mencionan el efecto de la presión del ganado en una comunidad vegetal en la cual para áreas de exclusión algunas especies tienen la capacidad de desplazar a aquellas que ante presencia de herbívoros tienen defensas de defoliación (Wang *et al.*, 2014). Así mismo durante

la regeneración de áreas en ausencia de disturbios, a largo plazo presenta dinámicas en la sucesión vegetal, la cual a medida que pasa el tiempo va avanzando hacia el clímax y por lo tanto es normal que se presente dominancia de especies (Xiong *et al.*, 2016).

El sobrepastoreo genera una presión sobre los ecosistemas repercutiendo en el deterioro y funcionalidad (Good *et al.*, 2013). En el área de estudio, del área de exclusión presentó un mayor número de individuos con mejor desarrollo estructural a comparación del área de pastoreo en el cual hubo un menor número de individuos y su desarrollo estructural se evidenciaba afectando en su crecimiento y foliación. Esta problemática se debe a que fuera del predio excluido, el consumo de la vegetación por el ganado tiene un efecto directo sobre las plantas, ya que reducen su tamaño y el desarrollo de ciertas especies está limitado por el pastoreo de la ganadería que incide en el crecimiento y capacidad reproductiva (Baraza & Valiente, 2012).

Al realizar el análisis estadístico se encontró que la diferencia es significativa en la prueba t-Student para el número de individuos del área de exclusión y el área de pastoreo, ya que el resultado fue de 0.004 siendo $p \leq 0.05$, por lo que evidencia un cierto grado de regeneración. Sin embargo, al analizarlo a nivel de especies la diferencia es no significativa entre las áreas ya que $p \geq 0.05$ resultando un valor de 0.760. Este fenómeno puede deberse a que el tiempo de regeneración de un ecosistemas árido puede tardar hasta 40 años (Funk *et al.*, 2012). Esto concuerda con estudios donde se evaluó la regeneración de área de exclusión de 7 a 8 años, que a pesar de presentarse mayor abundancia de especies, las diferencias encontradas no fueron significativas en arbustos, suculentas y hierbas, así mismo se evidencio que la mayoría de las especies de arbustos tiene tasas de crecimiento más lentas y ciclos de vida más largos (Trigo *et al.*, 2020; Vargas *et al.*, 2000). Los análisis de diversidad realizados evidencian que la riqueza y equitatividad de especies en el área de exclusión es mayor que en el área de pastoreo. Esto relacionado con el grado de disturbio que se presentan en ecosistemas con ganadería, donde el sobrepastoreo y la densidad animal

genera la disminución en diversidad de especies (González Delgado *et al.*, 2017; Marinho *et al.*, 2016).

Los efectos de la ganadería y su sobrepastoreo generan cambios en la cobertura vegetal tanto en estructura como en composición. Debido a la degradación ocasionada tanto directamente por los herbívoros como indirectamente por el pisoteo (Gamoun *et al.*, 2015). Por lo que áreas de exclusión permiten la regeneración de diversidad vegetal y conservación de ecosistemas degradados, promoviendo la riqueza y productividad (Listopad *et al.*, 2018).

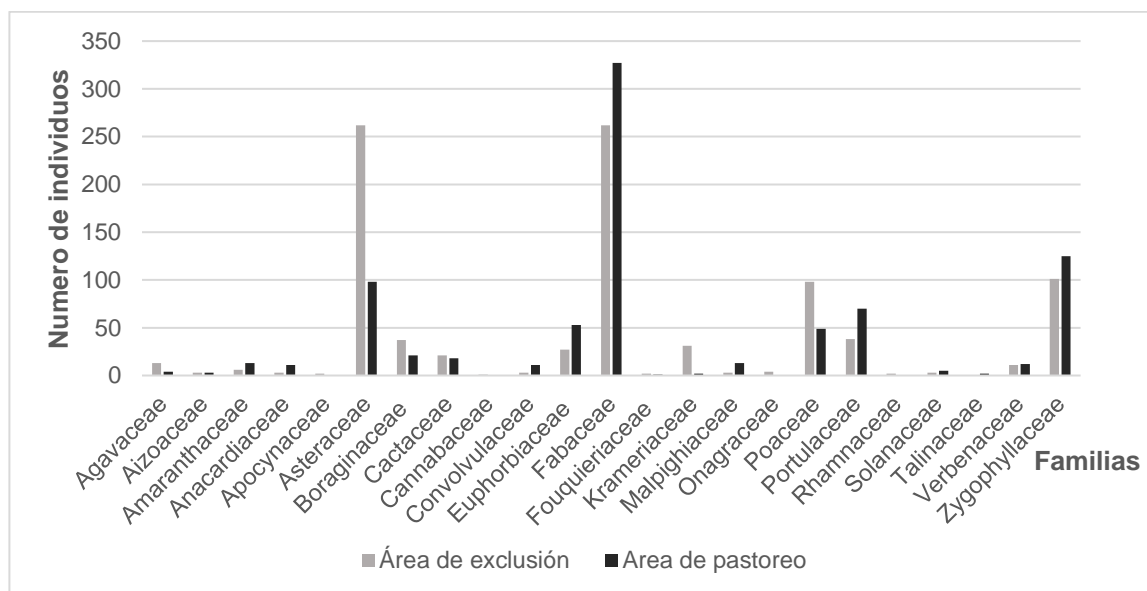


Figura 5. Número de individuos por familias para área de exclusión y pastoreo en la zona de estudio.

Las áreas de estudio analizadas en número de individuos distribuidos en las respectivas familias (Figura 5). Evidencian que para el área de exclusión en algunas familias tienen mayor presencia de individuos como son: *Asteraceae*, *Agavaceae*, *Boraginaceae*, *Cactaceae*, *Krameriaceae*, *Poaceae* mientras que para el área de pastoreo las familias con mayor número de individuos son: *Amaranthaceae*, *Anacardiaceae*, *Convolvulaceae*, *Euphorbiaceae*, *Fabaceae*, *Malpighiaceae*, *Portulacaceae*, *Solanaceae*, *Verbenaceae* y *Zygophyllaceae*.

Cuadro 3. Variables de predio y número de individuos analizados mediante la prueba t-Student, para los individuos de vegetación encontrados en el área de estudio.

	Predio	N	Media	Desviación tipo	Error tipo de la media
Individuos	Exclusión	933	30.051	18.0765	.5918
	Pastoreo	838	32.582	19.1536	.6616

Se realizó la prueba t-Student aplicado a un total de 1771 individuos de diferentes especies vegetales, de las cuales 933 se registraron en el área de exclusión mientras que el área de pastoreo se registraron 838 individuos (Cuadro 3). Es importante mencionar que en las dos áreas de estudio se presentó ausencia de algunas especies.

Cuadro 4. Prueba t-Student para el número de individuos de vegetación encontrados en el área de estudio.

		Prueba de Levene para la igualdad de varianzas		Prueba T para la igualdad de medias						
		F	Sig. ^z	T	gl	Sig. ^z (bilateral)	Diferencia de medias	Error tipo de la diferencia	95% Intervalo de confianza para la diferencia	
									Inferior	Superior
Individuos	Se han asumido varianzas iguales	2.25	.13**	-2.9	1769.0	.004*	-2.531	0.88	-4.26	-0.79
	No se han asumido varianzas iguales			-2.9	1722.1	.004*	-2.531	0.89	-4.27	-0.79

*Valor $p \leq 0.05$.

**Valor $p \geq 0.05$

^z Nivel de significancia con un intervalo de confianza del 95%.

La prueba t-Student realizada (Cuadro 4) para determinar si existe diferencias entre el número de individuos de especies de vegetación entre ambas áreas. Evidencio que $p \leq 0.05$ (resultado de 0.004) por lo tanto la diferencia es significativa en el número de individuos registrados para el área de exclusión y área de pastoreo con un intervalo de confianza al 95%.

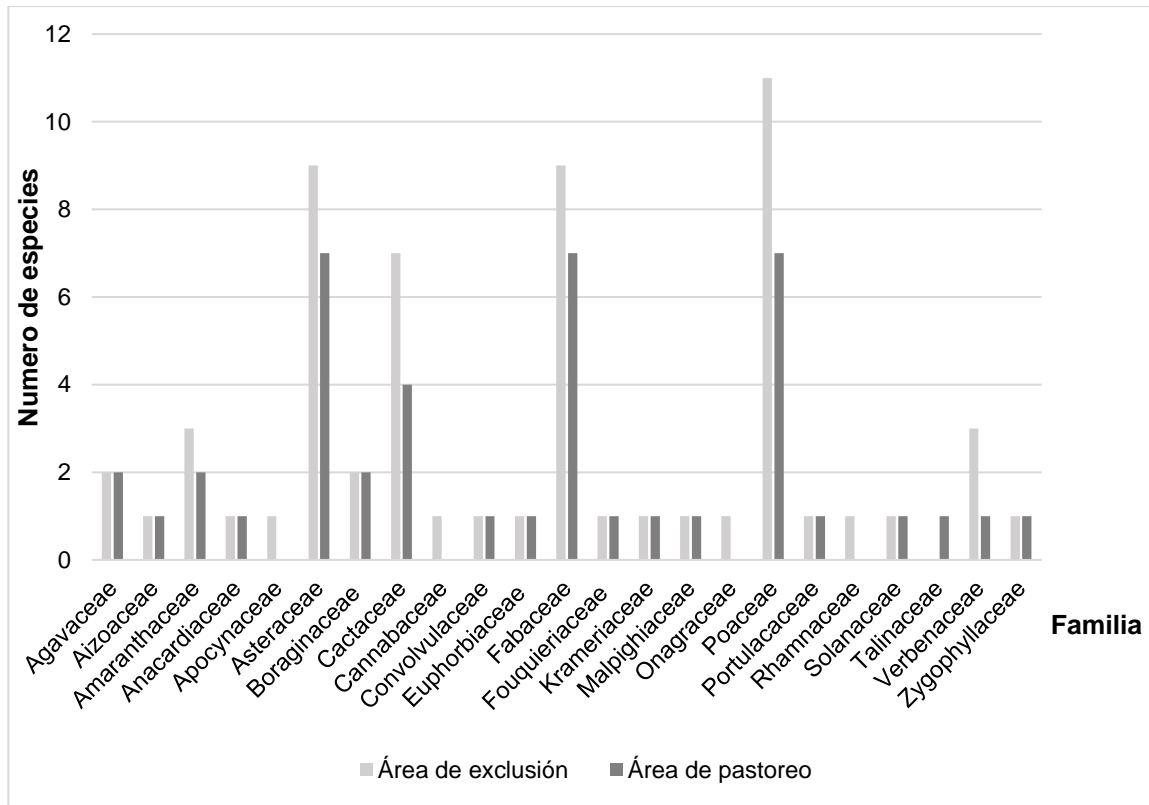


Figura 6. Número de especies por familias para área de exclusión y pastoreo en la zona de estudio.

En cuanto al número de especies por familia se puede evidenciar (Figura 6), que se encontró un total de 65 especies de las cuales el área exclusión se registró presencia de 60 de ellas, mientras que en el área de pastoreo solo se encontraron 43 especies. En cuanto al número de especies por familia el predio de exclusión tiene un mayor número (23) a comparación del área de pastoreo (19), de las cuales no se registran: *Apocynaceae*, *Cannabaceae*, *Onagraceae* y *Rhamnaceae*, mientras en el predio excluido no se registra: *Talinaceae*.

Cuadro 5. Variables de predio y número de especies analizadas mediante la prueba t-Student, para las especies vegetales encontradas en el área de estudio.

	Área	N	Media	Desviación tipo	Error tipo de la media
Especie	Exclusión	60	3.26	1.899	2.451
	Pastoreo	43	3.37	1.825	2.783

El análisis estadístico se realizó mediante la prueba t-Student aplicado a un total de 65 especies vegetales de las cuales 60 son del área de exclusión y 43 del área de pastoreo (Cuadro 5). Es importante mencionar que en las dos áreas de estudio se presentó ausencia de algunas especies.

Cuadro 6. Prueba t-Student para los datos de especies vegetales en el área de estudio.

Especie	Prueba de Levene para la igualdad de varianzas		Prueba t para la igualdad de medias						
	F	Sig. ^z	t	gl	Sig. ^z (bilateral)	Diferencia de medias	Error tipo de la diferencia	95% Intervalo de confianza para la diferencia	
								Inferior	Superior
Se han asumido varianzas iguales	.25	.61**	-.307	10	.760**	-1.14	3.733	-8.55	6.26
No se han asumido varianzas iguales			-.309	92.	.758**	-1.14	3.708	-8.51	6.22

**Valor $p \geq 0.05$.

^z Nivel de significancia con un intervalo de confianza del 95%.

La prueba t-Student realizada (Cuadro 6) para determinar si existe diferencias en especies registradas en ambas áreas de estudio en diversidad vegetal, evidenció que $p \geq 0.05$ (resultado de 0.760 y 0.758) por lo tanto la diferencia encontrada es no significativa, en las especies vegetales entre el área de exclusión a la zona de pastoreo con un intervalo de confianza del 95%.

Cuadro 7. Valores de índices de biodiversidad en vegetación para el área de exclusión y de pastoreo en la zona de estudio.

Índice	Área de exclusión	Área de pastoreo
Margalef	8.63	6.24
Shannon	3.18	2.92
Jaccard	0.58 (58%)	

De acuerdo con los resultados obtenidos en los índices de diversidad de especies en ambas áreas de estudio (Cuadro 7), la riqueza de especies (Margalef) para ambas áreas presenta una alta biodiversidad ya que los valores son; 8.63 y 6.24, sin embargo, el área de exclusión tiene un valor de riqueza más alto que el de pastoreo. En cuanto equidad en abundancia (Shannon) el área de exclusión tiene alta biodiversidad equitativa 3.18, mientras que el área de pastoreo los valores se encuentran en el rango medio 2.92. Finalmente, en cuanto a la similitud de especies entre las dos áreas de estudio (exclusión y pastoreo) es de un 58%.

3.3. Diversidad de aves en el área de estudio

En el área de estudio se registraron un total de 166 individuos, pertenecientes a 19 familias, distribuidas en 33 especies. De los cuales para el área de exclusión fueron 76 individuos distribuidos en 15 familias y 20 especies. Mientras que para el área de pastoreo fueron 90 individuos distribuidos en 15 familias y 24 especies. Así mismo las especies más abundantes en el área de exclusión son; *Melospiza fusca* y *Sayornis saya*. Mientras que en el área de pastoreo son; *Toxostoma curvirostre* y *Colaptes auratus* (Cuadro 8).

Cuadro 8. Aves registradas en el área de estudio durante la estación de verano del 2020.

N° de especie	Familia	Especie	Total de individuos		Abundancia %	
			Área exclusión	Área pastoreo	Área exclusión	Área pastoreo
1	Accipitridae	<i>Buteo jamaicensis</i>	1	5	1.32	5.56
2		<i>Parabuteo unicinctus</i>	1	0	1.32	0.00
3	Cardinalidae	<i>Cardinalis sinuatus</i>	3	0	3.95	0.00
4		<i>Passerina caerulea</i>	6	6	7.89	6.67
5	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	6	1	7.89	1.11
6		<i>Coragyps atratus</i>	1	0	1.32	0.00
7	Cuculidae	<i>Geococcyx californianus</i>	3	8	3.95	8.89
8	Columbidae	<i>Streptopelia decaocto</i>	0	2	0.00	2.22
9		<i>Zenaida macroura</i>	0	1	0.00	1.11

10	Charadriidae	<i>Charadrius vociferus</i>	0	1	0.00	1.11
11	Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	1	1	1.32	1.11
12	Fringillidae	<i>Haemorhous mexicanus</i>	1	8	1.32	8.89
13	Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	0	1	0.00	1.11
14	Icteridae	<i>Molothrus aeneus</i>	2	1	2.63	1.11
15		<i>Molothrus ater</i>	0	1	0.00	1.11
16	Laniidae	<i>Lanius ludovicianus</i>	5	0	6.58	0.00
17	Mimidae	<i>Mimus polyglottos</i>	5	0	6.58	0.00
18		<i>Toxostoma curvirostre</i>	5	14	6.58	15.56
19	Odontophoridae	<i>Callipepla squamata</i>	0	8	0.00	8.89
20	Passerellidae	<i>Amphispiza bilineata</i>	3	7	3.95	7.78
21		<i>Chondestes grammacus</i>	3	6	3.95	6.67
22		<i>Spizella passerina</i>	1	0	1.32	0.00
23		<i>Melospiza lincolnii</i>	0	1	0.00	1.11
24		<i>Melospiza fusca</i>	10	0	13.16	0.00
25	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	1	0	1.32	0.00
26	Picidae	<i>Melanerpes aurifrons</i>	1	0	1.32	0.00
27		<i>Colaptes auratus</i>	0	9	0.00	10.00
28	Poliophtilidae	<i>Poliophtila caerulea</i>	1	0	1.32	0.00
29	Turdidae	<i>Sialia currucoides</i>	1	0	1.32	0.00
30	Tyrannidae	<i>Empidonax sp</i>	1	0	1.32	0.00
31		<i>Sayornis saya</i>	13	8	17.11	8.89
32		<i>Tyrannus verticalis</i>	1	0	1.32	0.00
33		<i>Tyrannus vociferans</i>	0	1	0.00	1.11
Total de individuos por área			76	90		
Total de individuos registrados para ambas áreas			166			

3.4. Incidencia de la ganadería sobre la diversidad de aves

Se ha evidenciado que la pérdida de vegetación en zonas áridas genera impactos directos en la diversidad de flora y fauna y más específicamente en vegetación de matorral, debido a la asociación específica de especies y su distribución puntual. Además de que en estos hábitats se albergan especies endémicas por

lo que la reducción de estos espacios repercute en la biodiversidad (Garza-Herrera *et al.*, 2001). Por lo tanto, existe una relación entre la diversidad, abundancia, riqueza y cobertura vegetal con la diversidad y riqueza de aves en un ecosistema (Chunga Benavides, 2014). Cabe resaltar que en la evaluación de diferencias de aves asociadas al área de estudio, se presentó un cierto grado de diferencia en el número de individuos y especies presentes en las áreas de exclusión y pastoreo.

Aunque se obtuvo un mayor registro de individuos y especies en el área aislada a la ganadería, estadísticamente mediante la prueba t-Student la diferencia encontrada no es significativa en el número de individuos ni en especies entre ambas áreas, ya que $p \geq 0.05$ con un resultado de 0.08 y 0.72. Pero cabe resaltar que los índices de diversidad presentaron mayor riqueza y equidad de especies en el predio aislado a la ganadería, reflejando que existe un impacto en la diversidad de especies. El sobrepastoreo al tener incidencia en la reducción del área de cobertura vegetal, repercute en la reproducción y anidación de aves (Robles Tapia *et al.*, 2002). En otros estudios se ha encontrado que el ganado tiene un efecto perjudicial sobre la abundancia y riqueza de especies (Barzan *et al.*, 2021). Así mismo el cambio en la estructura y composición de la vegetación por el pastoreo afecta la capacidad de las aves para evitar la depredación al ser un refugio, del cual también está relacionado con el acceso a su alimentación dentro de un cierto rango (Neilly *et al.*, 2016).

Por tanto, aunque estadísticamente la diferencia es no significativa en la diversidad de aves entre ambas áreas de estudio, si hay un impacto en la diversidad de especies por lo que la pérdida de hábitats por la ganadería extensiva y su sobrepastoreo tienen un efecto negativo en la fauna en general como lo señalan algunos autores (Lira Torres & Briones Salas, 2011). Una gestión y planificación adecuada en cuanto a intensidad de pastoreo y tipo de ganado permite la reducción de impactos negativos sobre la abundancia de aves (Barzan *et al.*, 2021). Permitiendo generar la conservación de ecosistemas que brindan áreas de alimentación, reproducción y anidación de aves, que está

directamente relacionada con la estructura de la vegetación y su grado de perturbación (Ugalde-Lezama *et al.*, 2012).

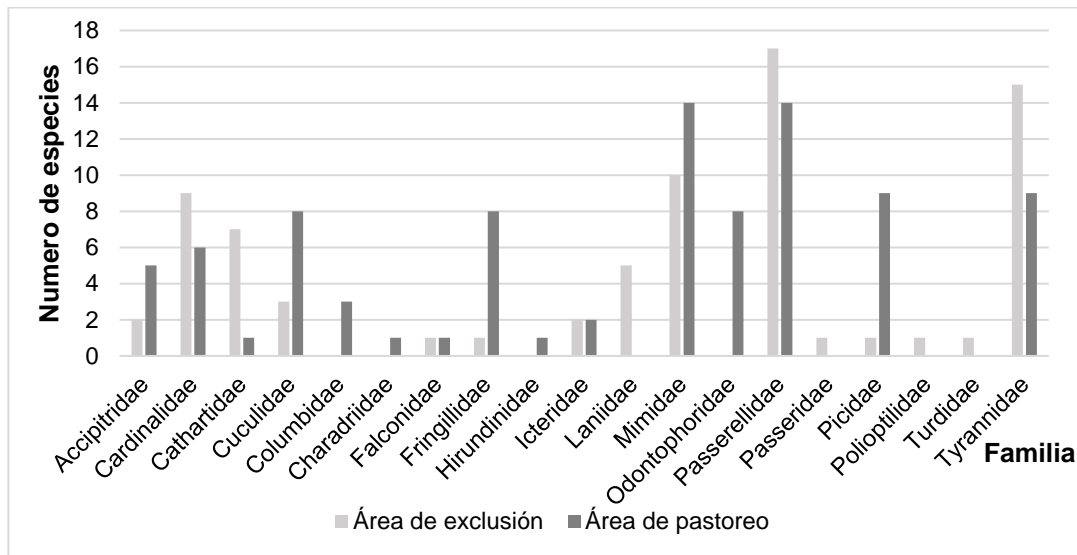


Figura 7. Número de individuos de aves por familia, presentes en el área de exclusión y de pastoreo en el área de estudio el verano 2020.

En la Figura 7 se puede evidenciar que el número de individuos de aves registrados por familia en el área de estudio es mayor en el área de pastoreo que en el área de exclusión. Así mismo se presenta la ausencia de individuos en algunas familias de aves para ambas áreas. Para el área de exclusión en algunas familias se tiene mayor presencia de individuos como son: *Cardinalidae*, *Cathartidae*, *Laniidae*, *Passerellidae*, *Passeridae*, *Polioptilidae*, *Turdidae* y *Tyrannidae*, mientras que para el área de pastoreo las familias con mayor número de individuos son: *Accipitridae*, *Cuculidae*, *Columbidae*, *Charadriidae*, *Fringillidae*, *Hirundinidae*, *Mimidae*, *Odontophoridae* y *Picidae*.

Cuadro 9. Variables de área y número de individuos analizados mediante la prueba t-Student. para los individuos de aves encontradas en el área de estudio.

	Área	N	Media	Desviación tipo	Error tipo de la media
Individuos	Exclusión	76	17.5000	8.71244	.99939
	Pastoreo	90	14.8444	10.43321	1.09976

Al realizar la prueba t-Student para los 166 individuos de diferentes especies de aves, de los cuales 76 se registraron en el área de exclusión mientras que el área de pastoreo se registraron 90 individuos (Cuadro 9).

Cuadro 10. Prueba t-Student para los datos de individuos de aves en el área de estudio.

	Prueba de Levene para la igualdad de varianzas		Prueba T para la igualdad de medias							
	F	Sig. ^z	t	gl.	Sig. ^z (bilateral)	Diferencia de medias	Error tipo de la diferencia	95% Intervalo de confianza para la diferencia		
								Inferior	Superior	
Individuos	Se han asumido varianzas iguales	8.03	.005*	1.76	164	.080**	2.656	1.51	-.323	5.63
	No se han asumido varianzas iguales			1.78	163.98	.076**	2.656	1.48	-.279	5.59

*Valor $p \leq 0.05$

**Valor $p \geq 0.05$.

^z Nivel de significancia con un intervalo de confianza del 95%.

La prueba t-Student realizada (Cuadro 10) para determinar si existe diferencias del número de individuos entre ambas áreas. Evidenció que $p \geq 0.05$ (resultado de 0.760 y 0.758) por lo tanto la diferencia encontrada es no significativa en el número de aves registradas entre el área de exclusión a la zona de pastoreo con un intervalo de confianza del 95%.

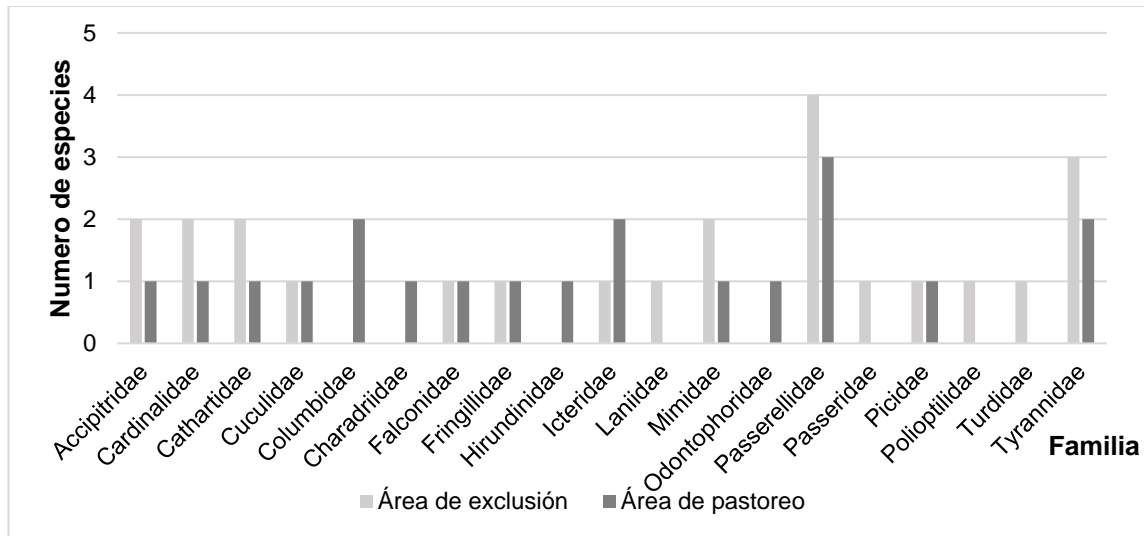


Figura 8. Número de especies de aves por familia en el área de exclusión y de pastoreo en la zona de estudio durante el verano 2020.

En cuanto al número de especies por familia se puede observar en la figura 8 que se registraron en total 33 especies de las cuales 24 corresponden al área de exclusión, mientras que para el área de pastoreo solo se tuvieron 20 especies. En cuanto al número de especies por familia el área de exclusión tiene mayor número (24) a comparación del área de pastoreo (20), de las cuales no se registran especies en las familias: *Laniidae*, *Passeridae*, *Poliptilidae* y *turdidae*.

Cuadro 11. Variables de área y número de especies analizadas mediante la prueba t-Student, para las especies de aves encontradas en el área de estudio.

	Área	N	Media	Desviación tipo	Error tipo de la media
Especie	Exclusión	24	16.6250	9.35211	1.90899
	Pastoreo	20	15.5500	10.31338	2.30614

Se realizó la aplicación de la prueba t-Student para las 33 especies de aves; 24 para el área exclusión y 20 para el área de pastoreo (Cuadro 11).

Cuadro 12. Prueba t-Student para los datos de especies de aves encontradas el área de estudio.

Especie	Prueba de Levene para la igualdad de varianzas		Prueba T para la igualdad de medias						
	F	Sig. ^z	t	gl	Sig. ^z (bilateral)	Diferencia de medias	Error tipo de la diferencia	95% Intervalo de confianza para la diferencia	
								Inferior	Superior
Se han asumido varianzas iguales	.341	.562**	.362	42	.719**	1.07	2.967	-4.91	7.06
No se han asumido varianzas iguales			.359	38.88	.721**	1.07	2.994	-4.98	7.13

**Valor $p \geq 0.05$.

^z Nivel de significancia con un intervalo de confianza del 95%.

Tras realizar la prueba t-Student (Cuadro 12) para determinar si existen diferencias en las especies de aves presentes para ambas áreas de estudio. Se logró determinar que $p \geq 0.05$ (resultado de 0.719 y 0.721,) por lo tanto no se encontraron diferencias en las especies de aves entre el área exclusión al área de pastoreo con un intervalo de confianza del 95%.

Cuadro 13. Valores de índices de biodiversidad en aves para el área exclusión y de pastoreo en el área de estudio.

Índice	Área de exclusión	Área de pastoreo
Margalef	5.31	4.22
Shannon	2.80	2.64
Jaccard	0.67(67%)	

De acuerdo con los resultados obtenidos en los índices de diversidad de especies en ambas áreas de estudio (Cuadro 13), la riqueza de especies (Margalef) para el área exclusión presenta una alta biodiversidad (5.31), mientras que para el área de pastoreo presenta una biodiversidad media (4.22). En cuanto a equidad en abundancia de especies (Shannon) tanto el área exclusión como la de

pastoreo presentan mediana biodiversidad equitativa (2.80 y 2.64), siendo un poco mayor para el área exclusión que en la de pastoreo. Finalmente, en cuanto a la similitud de especies entre las dos áreas de estudio es de un 67%.

4. CONCLUSIONES

En el área de estudio la vegetación encontrada para el área de exclusión y para el área de pastoreo presentó diferencias en el número de individuos siendo mayor en la zona de exclusión. Sin embargo, al realizar el análisis estadístico para evaluar el número de especies se encontró que la diferencia es no significativa entre las áreas estudiadas. Mediante el análisis con índices de diversidad se encontró que el área exclusión presenta mayor riqueza y equidad de especies que el área de pastoreo, con una similitud del 58% entre ambas áreas. Este comportamiento evidencia que existe una presión por parte de la ganadería al ecosistema en la zona de estudio, relacionado con el sobrepastoreo, que puede incidir en el desarrollo y crecimiento de la vegetación en el área de libre pastoreo, a comparación con el área donde se suprimió el pastoreo.

Respecto a las aves asociadas al área de estudio se encontró que, a pesar de registrarse una diferencia en el número de individuos y especies, esta fue mayor en el área de exclusión. A nivel estadístico la diferencia encontrada no fue significativa. Sin embargo, al realizar el análisis con índices de diversidad, se encontró que la riqueza y equidad es mayor para el área de exclusión, pero con una similitud de diversidad del 67% entre ambas áreas de estudio.

A pesar de que estadísticamente la diferencia encontrada es no significativa entre la diversidad de vegetación y aves. Es evidente que después de 10 años el área de exclusión a la ganadería manifiesta una mayor proporción de individuos y un mayor desarrollo de la vegetación en comparación con la zona de pastoreo. Por lo tanto, el aislamiento de áreas permite unas condiciones óptimas de desarrollo y recuperación de biodiversidad, aunque esta sea a largo plazo, siendo una

estrategia para la restauración y conservación de ecosistemas en zonas de agostadero en zonas áridas.

5. LITERATURA CITADA

- Abad-Pérez, C., & Mosquera, G. Q. (2020). Análisis de la distribución espacial de la correlación entre el NDVI y las precipitaciones en zonas altoandinas del sur del Perú, en el periodo 2000 - 2020. *Revista Geoespacial*, 1–14.
- Aguirre León, G. (2009). Técnicas de estudio específicas por grupos. In *Técnicas de Estudio Específicas por grupos*. (Vol. 1, p. 100). <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/717/cap3.pdf>
- Alatorre, L. C., Miramontes-Beltrán, S., García-Peña, A. K., Díaz-Caravantes, R., & Bravo, L. C. (2014). Evolución de la dinámica vegetal mediante una serie de imágenes landsat TM (1986-2011): Región central de Chihuahua, México. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40(2), 449–476. <https://doi.org/10.18172/cig.2510>
- Aldás-Andrade, A. P. (2019). *Análisis de la dinámica temporal del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) para los años 1986, 2001 y 2017 en la reserva ecológica Contacachi Cayapas, Imbabura, mediante el uso de Google Earth Engine*. Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Arámbula, L. A. T. (2005). Problemática y alternativas de desarrollo de las Zonas Áridas y Semiáridas de México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, IV(2), 17–21.
- Arboit, M. E., & Maglione, D. S. (2018). Análisis multitemporal y multiespacial del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y del índice de vegetación ajustado al Suelo (SAVI) en centros urbanos forestados y oasis irrigados, con climas secos. *Boletín de Estudios Geográficos*, 109, 13–60. https://bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/11458/02-arboit-maglione.pdf

- Badii, M., Guillen, A., Rodríguez, C., Lugo, O., Aguilar, J., & Acuña, M. (2015). Pérdida de Biodiversidad: Causas y Efectos. *Daena: International Journal of Good Conscience*, 10(2), 156–174.
- Baraza, E., & Valiente, A. (2012). Efecto de la exclusión de ganado en dos especies palatables del matorral xerófilo del Valle de Tehuacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(4), 1145–1151. <https://doi.org/10.7550/rmb.22871>
- Barzan, F. R., Bellis, L. M., & Dardanelli, S. (2021). Livestock grazing constrains bird abundance and species richness: A global meta-analysis. *Basic and Applied Ecology*, 56, 289–298. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.08.007>
- Castellanos-Villegas, A. E., Bravo, L. C., Koch W, G., Llano, J., López, D., Méndez, R., Rodríguez C., J., Romo, R., Sisk D., T., & Yanés-Arwayo, G. (2010). Impactos ecológicos por el uso de terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semiáridos. *Diversidad Biológica de Sonora*, 157–186.
- Castillo, I., Estrada, J., Rangel, G., Espinoza, J., Vázquez, C., & Salazar, E. (2009). Ganadería Ejidal y emigración en el municipio de San Luis del Cordero , Durango, norte de México. *Redalyc*, 25, 46–57.
- Cesar Augusto, S. Z., Martinez-Rincon, R. O., & Morales-Zarate, M. V. (2017). Trend in the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) in the Southern Part of Baja California Peninsula. *Investigaciones Geograficas - UNAM*, 2017(94), 82–90. <https://doi.org/10.14350/rig.57214>
- Chunga Benavides, D. E. (2014). *Efecto de la alteración del hábitat sobre la diversidad de aves del bosque nublado de la comunidad de Ñoma, Morropón, Piura*. Universidad Nacional de Piura.
- Chuvieco Salinero, E. (1998). El factor temporal en teledetección: evolución fenomenológica y análisis de cambios. *Revista de Teledetección: Revista de La Asociación Española de Teledetección*, 10, 1–9.

- Colditz, R. R., Villanueva, V. L. A., Tecuapetla-Gomez, I., & Gomez-Mendoza, L. (2017). Temporal relationships between daily precipitation and NDVI time series in Mexico. *9th International Workshop on the Analysis of Multitemporal Remote Sensing Images*, 1–4. <https://doi.org/10.1109/Multi-Temp.2017.8035202>
- Cornejo, L. Al, Bustamante, A. K., Méndez, R., & Romo, J. R. (2018). Herramientas de percepción remota para el estudio y monitoreo de la vegetación en zonas áridas. In U. de Sonora (Ed.), *Temas selectos de la flora silvestre de zonas áridas del noreste de México* (pp. 25–38).
- Correa Valencia, J. A. (2018). *Análisis multitemporal de coberturas y usos del suelo: Transformaciones ambientales a través del tiempo en Armenia, Quindío*. Universidad Tecnológica de Pereira.
- Cruz Flores, D. D., Curbelo Benítez, E. A., Ferrer-Sánchez, Y., & Ávila, D. D. (2020). Variaciones espaciales y temporales en el índice de vegetación de diferencia normalizada en Cuba. *Ecosistemas*, 29(1), 1–12. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1885>
- Deschamps, L., Dominguez, J., Vega, A., García, M., Gonzales, C., Carmina, D., Mendez, E., & Ortega, L. (2020). *Ganadería sustentable* (Instituto).
- Eckert, S., Hüsler, F., Liniger, H., & Hodel, E. (2015). Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land degradation and regeneration in Mongolia. *Journal of Arid Environments*, 113, 16–28. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.09.001>
- Funk, F. A., Peter, G., Loydi, A., Kröpfl, A. I., & Distel, R. A. (2012). Recuperación estructural y funcional de los espacios entre arbustos al cabo de 10 años de exclusión del pastoreo en una estepa semiárida del noreste de la Patagonia. *Ecología Austral*, 22, 195–202.
- Gamboa, J., Jiménez, G., Nahed, J., & Villanueva, G. (2016). Estrategias silvopastoriles para mitigar efectos del cambio climático en sistemas

ganaderos del sur de México. *Agroproductividad*, 9, 10–15.

Gamoun, M., Patton, B., & Hanchi, B. (2015). Assessment of vegetation response to grazing management in arid rangelands of southern Tunisia. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 11(2), 106–113.

<https://doi.org/10.1080/21513732.2014.998284>

García-Martínez, E., & Pérez-Cabello, F. (2015). Análisis de la regeneración vegetal mediante imágenes Landsat-8 y el producto MCD15A2 de MODIS: el caso del incendio de O Pindo (Galicia). *Análisis Espacial y Representación Geográfica: Innovación y Aplicación*, 621–630.

Gašparović, M., Medak, D., Pilaš, I., Jurjević, L., & Balenović, I. (2018). Fusion of sentinel-2 and PlanetScope imagery for vegetation detection and monitoring. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 42(1), 155–160.

<https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-1-155-2018>

Gerber, P. J. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., & Tempio, G. (2013). Enfrentando el cambio climático a través de la ganadería. Una evaluación global de las emisiones y oportunidades de mitigación. In FAO (Ed.), *Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO)* (Food and A). <http://www.fao.org/3/a-i3437s.pdf>

Gil-Leguizamón, P. A., & Morales-Puentes, M. E. (2016). Información espacial, herramientas de análisis en la transformación de las coberturas vegetales. *Ingeniería e Innovación*, 4(2), 16.

<https://revistas.unicordoba.edu.co/index.php/rri/article/view/1176>

Gómez-Mendoza, L. (2013). La relación entre el índice normalizado de vegetación y la variabilidad del clima en Oaxaca: una herramienta para el manejo de ecosistemas. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9), 1689–1699.

- Gonzaga, C. (2015). Aplicación de índices de vegetación derivados de imágenes satelitales para análisis de coberturas vegetales en provincia de Loja, Ecuador. *CEDAMAZ*, 5, 30–41.
- González-Betancourt, M., & Mayorga-Ruíz, Z. L. (2018). Normalized difference vegetation index for rice management in el Espinal, Colombia. *DYNA - Universidad Nacional de Colombia*, 85(205), 47–56.
<https://doi.org/10.15446/dyna.v85n205.69516>
- González, A., Amarillo, G., Amarillo, M., & Sarmiento, F. (2016). Drones aplicados a la agricultura de precisión. *Publicaciones e Investigación: Revista Especializada En Ingeniería UNAD*, 10, 23–37.
- González Delgado, M., Foroughbakhch Pournavab, R., Rocha Domínguez, L., Guzmán Lucio, M. A., & González Rodríguez, H. (2017). Composición florística y caracterización estructural del matorral desértico micrófilo en Galeana, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(39), 83–98. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i39.45>
- Good, M., Schultz, N., Tighe, M., Reid, N., & Briggs, S. (2013). Herbaceous vegetation response to grazing exclusion in patches and inter-patches in semi-arid pasture and woody encroachment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 179, 125–132. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.002>
- Grajales, K. M. (2015). *Plantas de la Reserva de la Biosfera de Mapimí* (Issue 6).
- Granados, D., Hernández, M., Vázquez, A., & Ruíz, P. (2012). Los procesos de desertificación y las regiones áridas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 45–65. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa>
- Guevera, M. de J. (2020). *Proceso de desertificación por influencia natural y antropogénica en el centro-norte de México*. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.
- Instituto Geográfico Nacional. (2018). Teledetección. In *Instituto Geográfico*

Nacional (Instituto, p. 6).

<https://www.ign.es/web/resources/docs/IGNCnig/OBS-Teledeteccion.pdf>

Leija, E. G., Valenzuela-Ceballos, S. I., Valencia-Castro, M., Jiménez-González, G., Castañeda-Gaytán, G., Reyes-Hernández, H., & Mendoza, M. E. (2020). Análisis de cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo en la región centro-norte de México. El caso de la cuenca baja del río Nazas. *Ecosistemas*, 29(1), 1–11. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1826>

Lira Torres, I., & Briones Salas, M. (2011). Impacto de la ganadería extensiva y cacería de subsistencia sobre la abundancia relativa de mamíferos en la Selva Zoque, Oaxaca, México. *Therya*, 2(3), 217–244. <https://doi.org/10.12933/therya-11-49>

List, R., Rodríguez, P., Pelz, K., Benítez, J., & Lobato, J. (2017). La conservación en México: exploración de logros, retos y perspectivas desde la ecología terrestre. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.007>

Listopad, C., Köbel, M., Príncipe, A., Gonçalves, P., & Branquinho, C. (2018). The effect of grazing exclusion over time on structure, biodiversity, and regeneration of high nature value farmland ecosystems in Europe. *Science of the Total Environment*, 610–611, 926–936. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.018>

López-Barrera, F., Martínez, C., & Ceccon, E. (2017). Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 97–112. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.001>

López-Vigoa, O., Sánchez, T., Iglesias, M., Lamela, L., Soca, M., Arece, J., & De La Caridad, M. (2017). Silvopastoral systems as alternative for sustainable animal production in the current context of tropical livestock production. *Pastos y Forrajes*, 40(2), 83–95. http://scielo.sld.cu/pdf/pyf/v40n2/pyf01217.pdf%0Ahttp://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-03942017000200001&lng=es&nrm=iso

- López, M. (2015). *Análisis espacial de la degradación forestal en comunidades de encinos (QUERCUS SPP.) utilizados para producción de carbón vegetal: caso de estudio en la cuenca del Lago Cuitzeo. (Michoacán-México)* [Pontificia Universidad Javeriana - Bogotá].
<https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/19533>
- Maldonado, J. D., Alatorre, L. C., & Torres, M. E. (2015). Análisis de las tendencias del NDVI con imágenes satelitales En Cuauhtémoc , Chihuahua (2000-2014). In U. A. de C. Juárez (Ed.), *SELPER-XXI-México-UACJ* (pp. 1–6).
- Marinho, F. P., Mazzochini, G. G., Manhães, A. P., Weisser, W. W., & Ganade, G. (2016). Effects of past and present land use on vegetation cover and regeneration in a tropical dryland forest. *Journal of Arid Environments*, 132, 26–33. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.04.006>
- Martínez Vega, J., & Martín, M. P. (2010). Teledetección y Medio Ambiente. In C. de C. H. y Sociales (Ed.), *Red Nacional de Teledetección Ambiental*.
- Maya, M. (2019). *Variabilidad en la respuesta espectral de especies forestales en un contexto urbano*. Universidad Nacioanl de Colombia.
- Medrano, F. (2012). *Las zonas aridas y semiaridas de Mexico y su vegetación*. 173. <https://www.mendeley.com/viewer/?fileId=361ea4ab-8d7c-f217-248a-e239d04a852b&documentId=28f72f87-5af3-368b-8ead-157c71f3c75f>
- Meneses-Tovar, C. L. (2011). El índice normalizado diferencial de la vegetación como vegetación como indicador de la degradación del bosque. *Unasyva: Revista Internacional de Silvicultura e Industrias Forestales*, 62, 39–46.
<http://www.fao.org/3/i2560s/i2560s07.pdf>
- Mora, C. A., Jiménez, J., Alanís, E., Rubio, E. A., Camacho, R., Yerenayamallel, J. I., & González, M. A. (2013). Efecto de la Ganadería en la Composición y Diversidad Arbórea y Arbustiva del Matorral Espinoso Tamaulipeco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4, 14.

<https://doi.org/https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i17.426>

- Morales-Hernández, J. C., Carrillo-González, F. M., Farfán-Molina, L. M., & Cornejo-López, V. M. (2016). Cambio de cobertura vegetal en la región de Bahía de Banderas, México. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 18(1), 7–16. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v18n1.57709>
- Moreno, A. I., & Casas, A. (2008). Zonas Áridas y semiáridas Interrelaciones Bioticas. *Revista Chapingo Zonas Áridas*, 7, 13–35.
- Nanzad, L., Zhang, J., Tuvdendorj, B., Nabil, M., Zhang, S., & Bai, Y. (2019). NDVI anomaly for drought monitoring and its correlation with climate factors over Mongolia from 2000 to 2016. *Journal of Arid Environments*, 164(January), 69–77. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.01.019>
- Neilly, H., Vanderwal, J., & Schwarzkopf, L. (2016). Balancing Biodiversity and Food Production: A Better Understanding of Wildlife Response to Grazing Will Inform Off-Reserve Conservation on Rangelands. *Rangeland Ecology and Management*, 69(6), 430–436. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2016.07.007>
- Parra-Cortés, R. I., Magaña-Magaña, M. A., & Piñeiro-Vázquez, A. T. (2019). Sustainable intensification of tropical cattle raising based on local resources: environmental mitigation alternative for Latin America. Review. *ITEA Informacion Tecnica Economica Agraria*, 115(4), 342–359. <https://doi.org/10.12706/itea.2019.003>
- Pérez-Ruiz, E. R. (2015). *Análisis de la dinámica temporal de la cobertura vegetal y su relación con la variabilidad en la precipitación en el municipio de Juárez, Chihuahua* (SELPER (ed.); pp. 1–6). Memorias de resúmenes en extenso SELPER XXI.
- Quétier, F., Tapella, E., Conti, G., Cáceres, D., & Díaz, S. (2007). Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta Ecológica*, 17–26.

<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=539/53908503>

Robles Tapia, J., Zimbrón Ibarra, S., Martínez Mendoza, G. D., Zaragoza, C., Sánchez, F., & Tarango Arámbula, L. A. (2002). Densidad poblacional de la codorniz Moctezuma (*Cyrtonyx montezumae*) en la región noroeste del Estado de México, México. *Veterinaria México*, 33(3), 255–263.

<https://doi.org/10.21753/vmoa.33.003.69>

Rodríguez-Medina, K., Moreno-Casasola, P., & Yañez-Arenas, C. (2017). Efecto de la ganadería y la variación estacional sobre la composición florística y la biomasa vegetal en los humedales de la costa centro oeste del Golfo de México. *Acta Botanica Mexicana*, 119, 79.

<https://doi.org/10.21829/abm119.2017.1233>

Rodríguez, Y., & Velázquez, J. M. (2020). La percepción remota y sus aplicaciones en los estudios medioambientales. In “*XI Congreso Internacional De Geomática 2020*” (p. 8).

Sacristán-Romero, F. (2007). La teledetección satelital y los sistemas de protección ambiental. *Scripta Ethnologica*, 24, 79–90.

SEMARNAT. (2015). Biodiversidad. In *Informe del Medio Ambiente en México*.

https://apps1.semarnat.gob.mx:445/dgeia/informe_12/pdf/Cap4_biodiversidad.pdf

Sohoulande Djebou, D., Singh, V. P., & Frauenfeld, O. W. (2015). Vegetation response to precipitation across the aridity gradient of the southwestern United states. *Journal of Arid Environments*, 115, 35–43.

<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.01.005>

Sosa, J. E. (2016). Restauración ecológica y la protección de los mamíferos en México. *Therya*, 7(2), 213–214. <https://doi.org/10.12933/therya-16-409>

Sun, B., Li, Z., Gao, W., Zhang, Y., Gao, Z., Song, Z., Qin, P., & Tian, X. (2019). Identification and assessment of the factors driving vegetation degradation/regeneration in drylands using synthetic high spatiotemporal

remote sensing Data—A case study in Zhenglanqi, Inner Mongolia, China. *Ecological Indicators*, 107(August), 105614.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105614>

- Tarango, L. . (2005). Problemática y alternativas de desarrollo de las Zonas Áridas y Semiáridas de México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 4, 17–21.
- Tian, C., Liao, P. C., Dayananda, B., Zhang, Y. Y., Liu, Z. X., Li, J. Q., Yu, B., & Qing, L. (2019). Impacts of livestock grazing, topography and vegetation on distribution of wildlife in Wanglang National Nature Reserve, China. *Global Ecology and Conservation*, 20, e00726.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00726>
- Trigo, C., Villagra, P., Cowper, P., Marás, G., Andrade, M., Núñez, M., Derlindati, E., & Tálamo, A. (2020). Can livestock exclusion affect understory plant community structure? An experimental study in the dry Chaco forest , Argentina. *Forest Ecology and Management*, 463(Febrero), 118014. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118014>
- Trujillo-Acatitla, R. (2019). *Respuesta del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) a la actividad antrópica, variabilidad climática y ambiental en bosque de encino*. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.
- Ugalde-Lezama, S., Alcántara-Carbajal, J. L., Tarango-Arámbula, L. A., Ramírez-Valverde, G., & Mendoza-Martínez, G. D. (2012). Vegetation physiognomy and abundance of birds in a temperate forest with two disturbance levels in the eje neovolcanico transversal. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(1), 133–143.
<https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2012.1.1135>
- Vargas, G. H., Velásquez, L. R. S., Valdovinos, T. F. C., López, M. R. P., & Guzmán, R. C. (2000). Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la Sierra de Manantlán. *Madera y*

Bosques, 6(2), 13–28.

- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., & Umaña, A. M. (2006). *Manual de Métodos para el Desarrollo de Inventarios de Biodiversidad* (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (ed.); 2nd ed.).
www.usgs.gov
- Wang, X., Dong, S., Yang, B., Li, Y., & Su, X. (2014). The effects of grassland degradation on plant diversity, primary productivity, and soil fertility in the alpine region of Asia's headwaters. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(10), 6903–6917. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3898-z>
- Xiong, D., Shi, P., Zhang, X., & Zou, C. B. (2016). Effects of grazing exclusion on carbon sequestration and plant diversity in grasslands of China—A meta-analysis. *Ecological Engineering*, 94, 647–655.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.124>
- Yan, D., Xu, T., Girma, A., Yuan, Z., Weng, B., Qin, T., Do, P., & Yuan, Y. (2017). Regional correlation between precipitation and vegetation in the Huang-Huai-Hai River Basin, China. *Water (Switzerland)*, 9(8).
<https://doi.org/10.3390/w9080557>.
- Yáñez, L. (2019). Zonificación y caracterización de áreas de pastizal y prácticas de recuperación en áreas degradadas de zonas áridas. Tesis doctoral. In *Depto. de servicios escolares*. Universidad Autónoma Chapingo.

CAPITULO IV

Uso de imágenes satelitales para cuantificar el impacto de un agostadero al norte de México.

RESUMEN

La ganadería es una de las actividades primarias de mayor impacto ambiental a nivel mundial, debido a la expansión y manejo inadecuado del sistema productivo, lo que ha generado el deterioro de ecosistemas. La teledetección es una herramienta que permite evaluar los impactos ambientales que se han producido a través del tiempo por actividades antrópicas. El estudio se realizó en una zona árida donde se desarrollan actividades ganaderas, permitiendo cuantificar el impacto ambiental que se ejerce sobre la cobertura vegetal en un agostadero del Municipio de Hidalgo, Durango. A través del análisis multitemporal de imágenes satelitales Landsat y PlanetScope, se calculó el NDVI entre los años 2000 y 2021 para un área de exclusión y otra de pastoreo. Además, se realizaron vuelos con un dron durante el verano de 2021. Para el análisis estadístico se aplicó la prueba t-Student y la correlación de Rho de Spearman. Como resultado se obtuvo que el NDVI de las áreas de estudio de las imágenes Landsat tuvieron un valor $p=0.190$ con una confiabilidad del 95%, indicando que no existen diferencias. Sin embargo, las imágenes PlanetScope presentaron un resultado de $p=0.006$, indicando que existen diferencias entre las áreas de estudio. La correlación entre NDVI y precipitación los valores fueron $p=0.09$ y 0.68 , indicando que no hay una fuerte correlación para Landsat, mientras que para PlanetScope, la correlación fue moderada. En los mapas NDVI anuales y los valores del GLI del dron mensuales se evidenció diferencia entre ambas áreas. Presentando valores más altos de los índices de vegetación en el área de exclusión que en la de pastoreo. Se concluye que el área de exclusión ha permitido la regeneración de cobertura vegetal debido al aislamiento del ganado, y el uso de imágenes PlanetScope y del Dron permitieron una mayor resolución y análisis de coberturas vegetales.

Palabras clave: Agostadero, NDVI, teledetección, zona árida, exclusión.

Use of satellite images to quantify the rangeland impact in the north of Mexico.

ABSTRACT

Livestock farming is one of the primary activities with the greatest environmental impact worldwide, due to the expansion and inadequate management of the production system, which has led to the deterioration of ecosystems. Remote sensing is a tool for evaluating the environmental impacts that have been produced over time by anthropogenic activities. The study was carried out in an arid zone where livestock activities are developed, which allowed us to quantify the environmental impact exerted on the vegetation cover in a pasture in the municipality of Hidalgo, Durango. Through multitemporal analysis of Landsat and PlanetScope satellite images, NDVI was calculated between the years 2000 and 2021 for an exclusion area and a grazing area. In addition, drone flights were conducted during the summer of 2021. For the statistical analysis, the t-Student test and Spearman's Rho correlation were applied. As a result, the NDVI of the study areas of the Landsat images had a p-value of $p=0.190$ with a reliability of 95%, indicating that there are no differences. However, the PlanetScope images presented a result of $p=0.006$, indicating that there are differences between the study areas. The correlation between NDVI and precipitation values were $p=0.09$ and 0.68 , indicating that there is no strong correlation for Landsat, while for PlanetScope, the correlation was moderate. In the annual NDVI maps and monthly drone GVI values, a difference between the two areas was evident. The vegetation index values were higher in the exclusion area than in the grazing area. It is concluded that the exclusion area has allowed the regeneration of vegetation cover due to the isolation of cattle, and the use of PlanetScope and Drone images allowed a higher resolution and analysis of vegetation cover.

Keywords: Rangeland, NDVI, remote sensing, arid zone, exclusion.

1. INTRODUCCIÓN

Las zonas áridas y semiáridas cubren alrededor del 47% de la superficie terrestre a nivel mundial y en México ocupan un 50% del territorio nacional. Estas zonas se caracterizan por tener una limitada precipitación y altas temperaturas, sin embargo poseen una alta diversidad y endemismo, pero cabe resaltar que estos ecosistemas presentan una problemática que es la desertificación, ocasionada por la sobreexplotación de los recursos naturales (Tarango, 2005). Estos ecosistemas de México hacen parte del complejo norteamericano de zonas áridas, ya que está considerado el de mayor diversidad de especies y endemismo a nivel mundial. Su principal problema es la pérdida de cobertura vegetal que impacta la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas, afectando los servicios ecosistémicos a la sociedad, ocasionados por actividades agrícolas, ganaderas y expansión urbana (Cornejo *et al.*, 2018).

La pérdida de vegetación en México y específicamente lo que corresponde al centro y norte del país está entre 1000 a 10 000 hectáreas por año, lo que equivale a un 36% del territorio, esta vegetación primaria y secundaria compuesta principalmente por matorral xerófilo y pastizales tiene un impacto negativo por la extensión que ocupan en el territorio nacional, ocasionando principalmente pérdida de biodiversidad y degradación del suelo (Guevera, 2020).

La percepción remota es una herramienta que permite obtener información de un objeto mediante la captura, almacenamiento, procesamiento y análisis de imágenes satelitales tomadas desde plataformas de sensores remotos. A nivel ambiental esta aprovecha la distribución y cambios de energía electromagnética que emiten los diferentes cuerpos que se encuentran en la superficie terrestre (Rodríguez & Velázquez, 2020). Esto ha permitido el reconocimiento y los cambios en las diferentes propiedades de los ecosistemas en el planeta tierra. La recopilación de información mediante percepción remota se basa en la reflectancia de las diferentes ondas electromagnéticas emitidas por los objetos que rebotan la energía del sol, actualmente las plataformas más comunes son

los sensores instalados en los satélites, drones y aeronaves. Específicamente los drones son una herramienta de bajo costo para analizar variables ambientales, además de su versatilidad en campo el cual permite la captura de imágenes de alta resolución (López, 2015).

En la actualidad el uso de imágenes satelitales permite analizar los cambios ambientales, en el cual existen diferentes metodologías para estudiar los cambios en la cobertura vegetal, de los cuales uno de ellos es el cálculo de índices de vegetación como es el NDVI (Rous *et al.*, 1976). Los cambios estacionales que se presentan en las diferentes coberturas vegetales pueden ser detectados a través de imágenes satelitales, esto mediante el cálculo del índice de vegetación de diferencia normalizada - NDVI, se utiliza para medir la actividad vegetal, el cual se calcula mediante las diferencias entre el espectro electromagnético del rojo y el infrarrojo (Maldonado *et al.*, 2015). Permitiendo así conocer la diferencia multitemporal en los cambios de cobertura vegetales en diferentes ecosistemas a nivel mundial.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Localización área de estudio

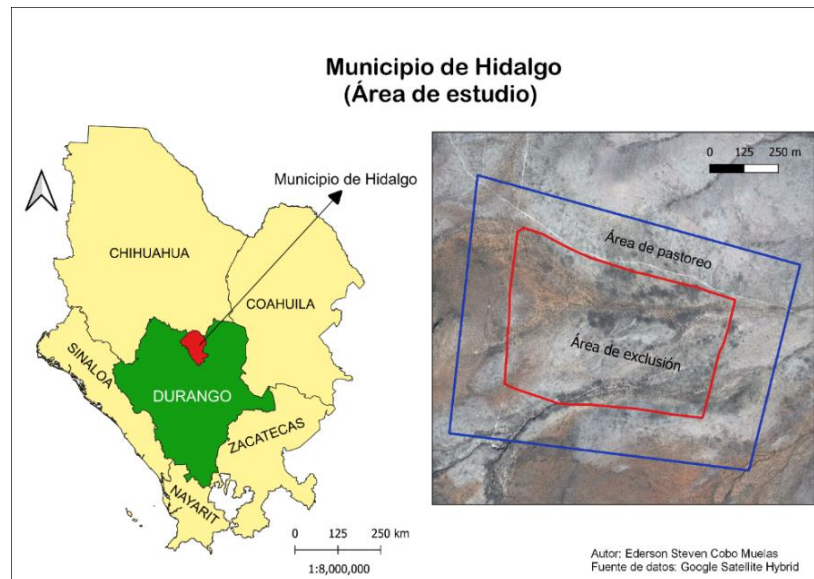


Figura 9. Ubicación del área de estudio en el municipio de Hidalgo, Durango.

El área de estudio se encuentra ubicada en el municipio de Hidalgo al norte del estado de Durango (Figura 9), sobre las coordenadas 25°85'33.8" latitud norte, 104°48'33.7" longitud oeste y a una altitud de 1745 msnm, Este limita al norte con el estado de Chihuahua, con los siguientes municipios del estado de Durango: al sur Indé y San Pedro del Gallo, al oriente con Mapimí y San Pedro del Gallo y al occidente con Ocampo e Indé (Municipios de México, 2021).

El área de estudio se ubica en una zona de agostaderos, se seleccionaron dos áreas; una de ellas fue un área excluida al pastoreo desde hace 10 años aproximadamente la cual se encuentra delimitada por un cerco que impide el ingreso de ganado, y otra área contigua al terreno que está libre para el pastoreo. Esto permitió realizar una comparación de los cambios ocurridos en la cobertura vegetal durante el periodo comprendido entre el año 2000 y 2021.

2.2. Evaluación multitemporal

El análisis multitemporal del impacto de la ganadería sobre la vegetación se realizó usando imágenes satelitales Landsat (USGS), y PlanetScope (planet.com). El análisis se realizó entre el periodo comprendido desde el año 2000 al 2021, mediante el procesamiento con el programa QGIS y aplicando el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado para las imágenes Landsat y para el periodo de 2016 a 2021 para las imágenes PlanetScope. Así mismo se realizó el cálculo del Green Leaf Index (GLI) para las imágenes capturadas mediante un dron DJI Mavic pro en dos vuelos realizados en el área de estudio, el primero fue realizado en junio y el segundo en agosto de 2021

Para evaluar el impacto de la ganadería sobre la vegetación se realizó mediante el cálculo del NDVI en dos polígonos del área de estudio, el primero comprendió un área de exclusión a la ganadería de aproximadamente diez años, y el segundo polígono un área de pastoreo. Esto permitió analizar los diferentes resultados del índice en los polígonos durante el periodo temporal analizado en el estudio.



Figura 10. Esquema metodológico para la investigación realizada en el estudio multitemporal del área de estudio.

2.3. Imágenes Landsat y PlanetScope

Las imágenes Landsat se descargaron del sitio web Earth Explorer - USGS comprendidas entre algunos años del periodo 2000 a 2021 de los satélites Landsat 5 y 8. Las imágenes PlanetScope se descargaron del sitio web Planet de los años 2016 a 2021. Las imágenes descargadas se evitaron que tuvieran presencia de nubosidad, y se realizó las correcciones geométricas y atmosféricas para un mejor procesamiento y análisis del NDVI.

Cuadro 14. Características de imágenes satelitales usadas para el estudio.

Sensor	Fecha de adquisición	Identificación	Resolución espacial	Resolución radiométrica	Resolución espectral
Landsat 5	22-07-2000	LT05_L2SP_031042_20000722_20200907_02_T1	30 metros	8 bits	7 bandas
	03-08-2010	LT05_L2SP_031042_20100803_20200823_02_T1			
	15-08-2011	LT05_L2SP_030042_20110815_20200820_02_T1	30 metros	8 bits	8 bandas
Landsat 8	04-08-2013	LC08_L2SP_030042_20130804_20200912_02_T1	30 metros	12 bits	11 bandas
	23-08-2014	LC08_L2SP_030042_20140823_20200911_02_T1			
	02-09-2015	LC08_L2SP_031042_20150902_20200908_02_T1			

	03-08-2016	LC08_L2SP_031042_20160803_20201015_02_T1			
	16-09-2017	LC08_L2SP_030042_20170916_20200903_02_T1			
	18-08-2018	LC08_L2SP_030042_20180818_20200831_02_T1			
	21-08-2019	LC08_L2SP_030042_20190821_20200827_02_T1			
	14-08-2020	LC08_L2SP_031042_20200814_20200920_02_T1			
	18-09-2021	LC08_L2SP_031042_20210918_20210925_02_T1			
PlanetS	22-10-2016	20161022_164615_0e26_3B_AnalyticMS			
cope	15-10-2017	20171015_165453_0f12_3B_AnalyticMS			
	13-10-2018	20181013_170654_1010_3B_AnalyticMS			
	19-10-2019	20191019_173014_69_1057_3B_AnalyticMS	3 metros	16 bits	4 bandas
	10-10-2020	20201010_151023_1_1050_3B_AnalyticMS			
	25-09-2021	20210925_164346_46_2420_3B_AnalyticMS			

Fuente: USGS, 2017 & Planet 2021

2.4. Cálculo de índices de vegetación

Después de obtener las imágenes satelitales se procedió a realizar el procesamiento y análisis en el programa QGIS, realizando el corte a los polígonos del área de estudio. El cálculo del NDVI que es un índice espectral calculado a partir de la reflectancia del rojo (R) y el infrarrojo cercano - NIR el cual su resultado varía entre -1 y +1, del cual los valores altos revelan alta actividad fotosintética de la vegetación y valores bajos revelan baja actividad fotosintética, escasa o nula vegetación en el área (Arboit & Maglione, 2018).

$$\text{Formula NDVI} = (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R})$$

Para el análisis de las imágenes Landsat 5 y 7 se usaron las bandas 3 y 4, para las imágenes Landsat 8 se usaron las bandas 4 y 5. Que son las bandas de infra rojo e infrarrojo cercano (Aldás-Andrade, 2019).

Igualmente se realizó el cálculo Green Leaf Index (GLI) para las imágenes obtenidas con los vuelos de dron, ya que estos dispositivos no cuentan con sensores que operen en el infrarrojo. Este índice trabaja con las bandas verde, roja y azul (Gobron et al, 2000).

Formula GLI = $((\text{GREEN} - \text{RED}) + (\text{GREEN} - \text{BLUE})) / ((2 * \text{GREEN}) + \text{RED} + \text{BLUE})$

2.5. Análisis de precipitación

Para analizar la incidencia de la precipitación con la cobertura vegetal en el área de estudio, se realizó la descarga de datos de precipitación anual del periodo de estudio 2020 a 2021 de las estaciones climatológicas de Durango; el Casco municipio de San Pedro del Gallo y Radar Palmito municipio de Hidalgo, en la página web de CONAGUA usando las estaciones cercanas al área de estudio. Estos datos se graficaron y se determinó la correlación de Rho de Spearman entre las dos variables. Esto con el fin de determinar si existe una relación entre el NDVI con la precipitación anual en el área de estudio.

2.6. Análisis estadísticos

Los datos de NDVI de las imágenes satelitales y de precipitación se les realizó análisis estadísticos con el programa SPSS. En el cual para analizar si existían diferencias entre el NDVI del área exclusión y de pastoreo se aplicó estadística paramétrica mediante la prueba t-Student, usando los valores medios de las áreas, los cuales fueron calculados por medio de estadística ráster del software QGIS. De igual manera para determinar la existencia de correlación entre el NDVI y la precipitación, se aplicó la prueba estadística no paramétrica de Rho de Spearman.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Relación del NDVI de imágenes Landsat y PlanetScope con precipitación

La precipitación es uno de los factores climáticos importantes en el crecimiento y desarrollo de la vegetación. Hay varios estudios donde el análisis de la correlación entre el NDVI y la precipitación son significativos dependiendo la región, existiendo una relación clara entre ambas variables, donde la disponibilidad de agua genera una respuesta evidente en la cobertura vegetal (Pérez-Ruiz, 2015). Las anomalías en las lluvias tienen efectos en el NDVI presentando una correlación positiva (Nanzad *et al.*, 2019). Sin embargo precipitaciones en exceso tienen una influencia adversa en el crecimiento de la vegetación (Yan *et al.*, 2017). Después de realizar el análisis de la dinámica (Figura 11 y 13) y correlación (Figura 12 y 14) del NDVI y precipitación para la zona de estudio, se logró determinar la correlación encontrada es no significativa entre las dos variables siendo $p=0.096$ y 0.685 (Cuadro 15 y 16). Este crecimiento de la vegetación en México tiene una respuesta con la temporada de lluvias, donde la mayoría de los coeficientes de correlación son significativos, sin embargo, en zonas semiáridas del centro y norte del país estas correlaciones no son significativas (Colditz *et al.*, 2017).

El estudio no presentó una correlación entre el NDVI y las precipitaciones (Cuadro 15 y 16) por lo que el crecimiento de la vegetación en la zona de estudio no depende exclusivamente de las lluvias. Es importante resaltar que el sitio de estudio es un área donde se lleva a cabo una explotación ganadera y que las dos áreas evaluadas presentan diferencias en la cobertura vegetal, aunque tienen el mismo comportamiento de correlación, por lo que se debe tener en cuenta variables antrópicas y ambientales. Con respecto a la influencia antrópica la

ganadería es una de las actividades a tener en cuenta como variable de incidencia en el desarrollo de la vegetación (Abad-Pérez & Mosquera, 2020). Las respuestas en el NDVI a las variables climáticas pueden depender del tipo de comunidades vegetales presentes, el grado de disturbio y uso del suelo y otras condiciones ambientales (Trujillo-Acatitla, 2019). Por lo que no siempre se presenta una correlación significativa con variables climáticas definidas como precipitación y temperatura (Gonzaga, 2015). Otra variable relevante es la aridez ambiental la cual es un factor que tiene correlación significativa a la respuesta de la vegetación con las precipitaciones, donde a mayor grado de aridez, más aumenta la sensibilidad de respuesta en las plantas (Sohoulande Djebou *et al.*, 2015). Por lo tanto, la precipitación no es la única variable que incide sobre el NDVI, también inciden en el un conjunto de aspectos ambientales y antrópicos que pueden limitar el crecimiento y desarrollo de la vegetación.

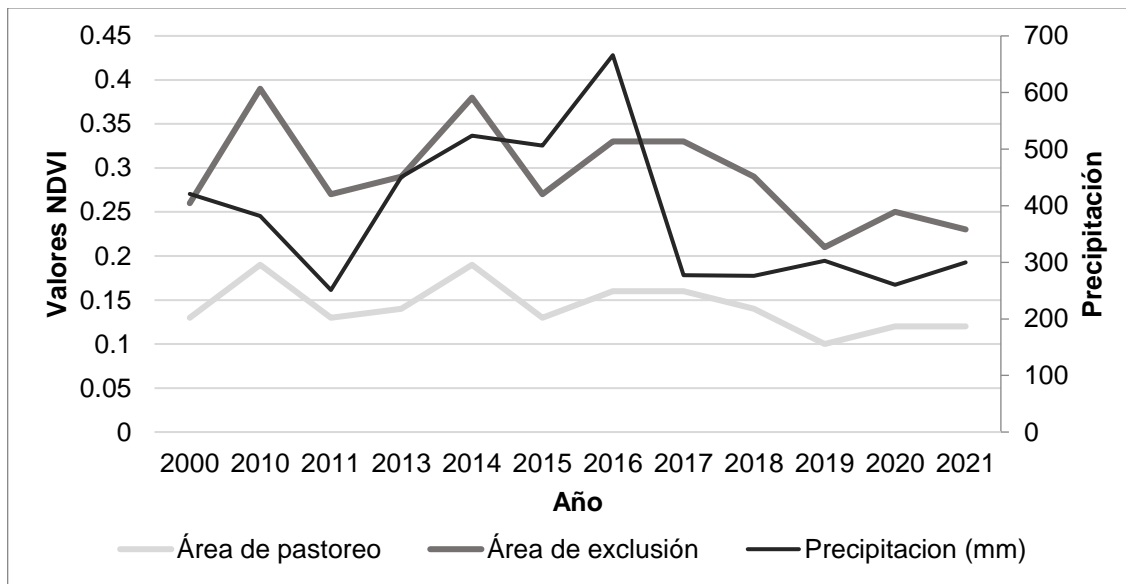


Figura 11. Dinámica de los promedios del NDVI promedio de imágenes Landsat con la precipitación anual en el área de estudio para el periodo de 2000 a 2021.

Las precipitaciones en zonas áridas son muy importantes para el desarrollo de la vegetación, en el área de estudio se presentaron variaciones en las precipitaciones anuales como se puede ver en la Figura 11. Estas precipitaciones en algunos años tienen una correlación con valores de NDVI (Imágenes Landsat) altos tanto para el área de exclusión como de pastoreo. Así mismo se puede

evidenciar que los valores NDVI para el año 2000 se presentan los mismos valores para ambas áreas (exclusión y pastoreo) y a partir del año 2010 los valores del índice comenzaron a ser más altos para el área de exclusión que en el área de pastoreo, esto ya que se excluyó de la zona de pastoreo a partir de 2010.

Cuadro 15. Prueba de correlación de Rho de Spearman entre NDVI imágenes Landsat y precipitación anual para el periodo 2000 a 2021.

		Correlaciones	
		NDVI	Precipitación
Rho de Spearman	NDVI	Coefficiente de correlación	1.000
		Sig. ^z (bilateral)	.685**
		N	12
	Precipitación	Coefficiente de correlación	.131
		Sig. ^z (bilateral)	.685**
		N	12

**Valor $p \geq 0.05$.

^zNivel de significancia.

La correlación de Rho de Spearman realizada entre imágenes Landsat y NDVI, evidencian que $p \geq 0.05$ cuyo valor es $p = 0.685$ (Cuadro 15), por lo que este valor indica que la correlación encontrada es no significativa entre el NDVI y las precipitaciones en la zona de estudio para el periodo comprendido entre el año 2000 a 2021.

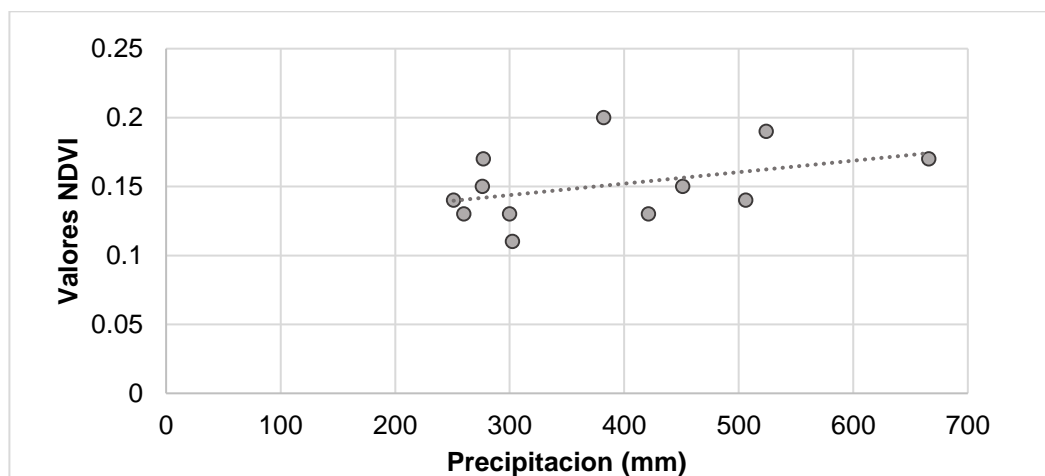


Figura 12. Diagrama de dispersión entre NDVI de imágenes Landsat y precipitación para el periodo comprendido entre 2000 y 2021.

El diagrama de dispersión (Figura 12) evidencia la dispersión de puntos en la relación lineal las variables NDVI y precipitación, por lo tanto, se confirma que la correlación es no significativa en el área de estudio entre los valores NDVI y la precipitación.

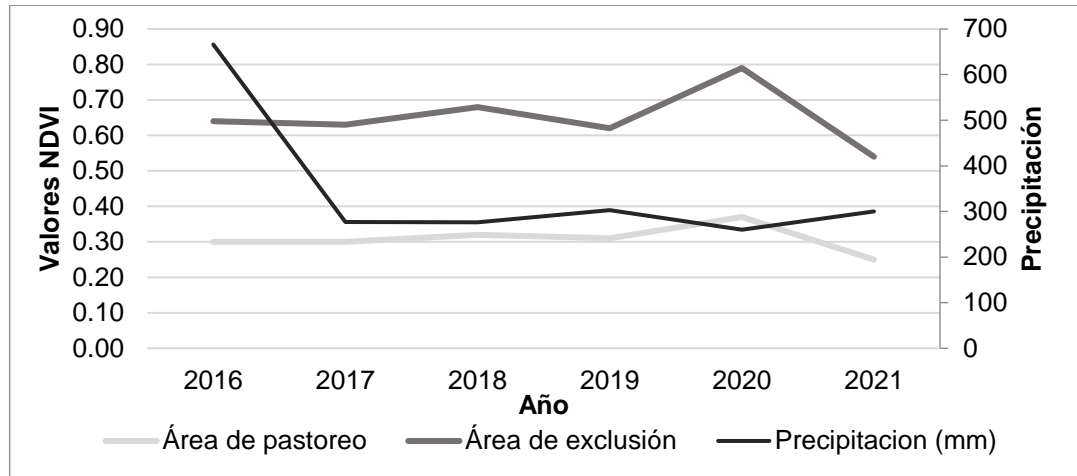


Figura 13. Dinámica de los promedios del NDVI de imágenes PlanetScope con la precipitación anual en el área de estudio para el periodo de 2016 a 2021.

La relación que existe de los valores NDVI (imágenes PlanetScope) con la precipitación en algunos años tiende a tener una relación con valores de NDVI altos (Figura 13). Así mismo se puede evidenciar que para el área exclusión donde no es usada por la ganadería se tienen valores más altos de NDVI lo cual indica que hay mayor vegetación que en el área de pastoreo, la cual si es una zona de pastoreo.

Cuadro 16. Prueba de correlación de Rho de Spearman entre NDVI imágenes PlanetScope y precipitación anual para el periodo 2016 a 2021.

		Correlaciones		
			NDVI	Precipitación
Rho de Spearman	NDVI	Coefficiente de correlación	1.000	.735
		Sig. ^z (bilateral)	.	.096**
	Precipitación	N	6	6
		Coefficiente de correlación	.735	1.000
		Sig. ^z (bilateral)	.096**	.
		N	6	6

**Valor $p \geq 0.05$.

^zNivel de significancia.

La correlación de Rho de Spearman realizada entre el NDVI de imágenes PlanetScope y precipitación, cuyo valor es $p=0.735$, siendo $p \geq 0.05$ (Cuadro 18) evidencia que la correlación es no significativa entre el NDVI y las precipitaciones en la zona de estudio para el periodo comprendido entre el año 2016 a 2021.

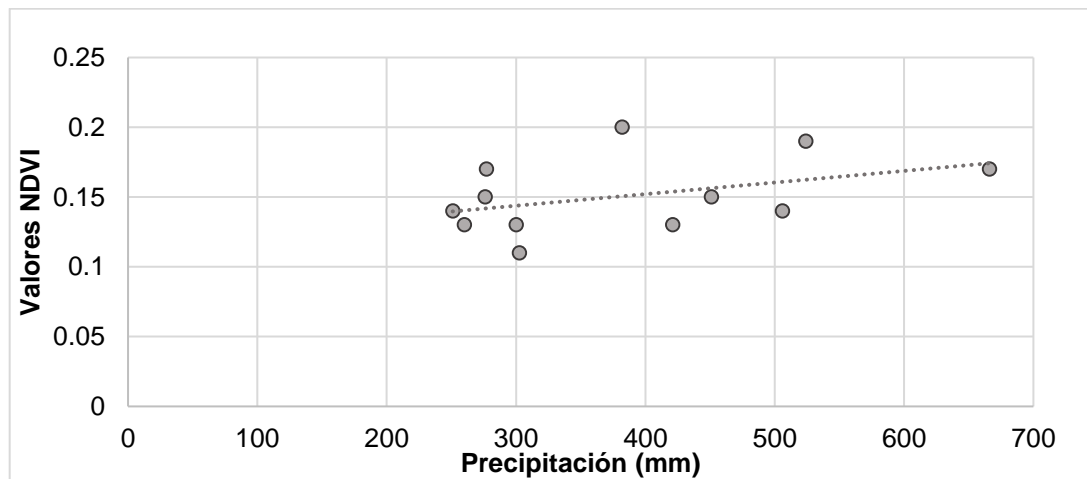


Figura 14. Diagrama de dispersión entre NDVI de imágenes PlanetScope y precipitación para el periodo comprendido entre 2016 y 2021.

El diagrama de dispersión (Figura 14) evidencia la dispersión de puntos en la relación lineal de las variables de NDVI y precipitación, por lo tanto, se confirma que la correlación es no significativa en el área de estudio.

Tras realizar la correlación a las imágenes satelitales Landsat y PlanetScope, en ninguno de los dos análisis se presentó una correlación significativa entre el NDVI y las precipitaciones. Este comportamiento puede deberse a que la precipitación no es la única variable que limita el crecimiento y desarrollo de la cobertura vegetal.

3.2. Análisis de los valores de NDVI en el área de estudio

La teledetección actualmente genera aportes importantes al medio ambiente, mediante la capacidad para el seguimiento de fenómenos y procesos dinámicos desde los sensores remotos utilizados (Chuvienco Salinero, 1998). Uno de ellos

es la obtención de imágenes satelitales que permiten conocer los procesos y cambios de la cobertura vegetal en diferentes regiones. Uno de estos ejemplos es la aplicación de esta técnica en el análisis de la degradación de ecosistemas (Meneses-Tovar, 2011). Mediante el uso de imágenes satelitales de Landsat y PlanetScope se realizó el análisis del cambio en la cobertura vegetal de la zona de estudio localizada en un agostadero, del cual este se dividió en dos áreas exclusión y pastoreo. El área de exclusión está libre de pastoreo desde el 2010, permitiendo evaluar el impacto de la ganadería sobre la cobertura vegetal y conocer el proceso de regeneración durante el periodo de exclusión.

Los resultados obtenidos con el análisis de las imágenes permitieron determinar que para el año 2000 (Figura 15) las áreas de estudio presentaron valores similares de NDVI, debido a que para esa fecha no había exclusión del área, por lo que la ganadería ejercía una presión similar sobre ambas áreas. Esto ya que el sobrepastoreo genera un impacto significativo en la cobertura vegetal, en la pérdida de biodiversidad, degradación del suelo, destrucción de hábitats, por procesos de deforestación y el exceso de la capacidad de carga del ecosistema (Gerber *et al.*, 2013; Lira Torres & Briones Salas, 2011; Mora *et al.*, 2013; Trigo *et al.*, 2020). A partir de los años 2010 a 2021 en la zona de estudio se logró evidenciar que la exclusión está permitiendo la regeneración de la cobertura vegetal, lo cual se ve reflejado en los mapas con valores NDVI más altos que en el área de pastoreo expuesto al pastoreo de ganado (Figuras 15 a la 23). La estrategia de áreas de exclusión de la ganadería es efectiva en la regeneración de coberturas vegetales, aunque el tiempo depende del tipo de ecosistemas y su estado de degradación, del cual a nivel mundial está entre 20 y 40 años (Funk *et al.*, 2012). Esto se evidenció mediante el análisis estadístico para las imágenes Landsat desde el 2000 a 2021 en el cual la diferencia encontrada no es significativa para las áreas estudiadas siendo $p=0.190$ (Cuadro 20), mientras que en el análisis estadístico de imágenes PlanetScope de 2016 a 2021, la diferencia encontrada es significativa entre ambas áreas siendo $p=0.006$ (Cuadro 22). Este comportamiento está relacionado con el tiempo de regeneración de los últimos años que ha sido más evidente que a años anteriores al 2015.

El análisis de imágenes satelitales usando el índice espectral NDVI permite detectar cambios multitemporales en procesos de regeneración o degradación (García-Martínez & Pérez-Cabello, 2015). Siendo este tipo de herramienta adecuado para identificar áreas donde la cobertura vegetal ha aumentado o disminuido mostrando resultados positivos o negativos en tendencias del NDVI (Eckert *et al.*, 2015). La diferencia en los resultados de NDVI en el área exclusión y de pastoreo es evidente, sin embargo, estos presentaron variaciones anuales, donde en algunos años las diferencias en valores de NDVI eran más significativos que en otros (Cuadros 17 y 18). Estas variaciones están influenciadas por diferentes procesos tanto naturales como antrópicos (Trujillo-Acatitla, 2019). Al ser un ecosistema árido se cree que las precipitaciones son una variable importante para el crecimiento de la vegetación, el cual para este tipo de ecosistemas en México es incorrecto (Colditz *et al.*, 2017). Ya que el incremento en el verdor de la vegetación no está determinado por las lluvias, por el contrario, una mayor cantidad de lluvia inhibe la fotosíntesis, por lo que fenómenos extremos por el cambio climático en temperatura y precipitación pueden afectar el verdor de las coberturas vegetales (Gómez-Mendoza, 2013). Por lo tanto, precipitaciones acumuladas sobre todo en verano no tienen un efecto positivo en los valores NDVI, lo que explica que la disponibilidad de agua no es un factor limitante en el crecimiento de la vegetación (Alatorre *et al.*, 2014).

Tras observar las diferencias del NDVI en las dos áreas de estudio, es evidente que la ganadería si ejerce una presión sobre la cobertura vegetal. Esto debido a que el sobrepastoreo es un limitante para el crecimiento y capacidad reproductiva de especies vegetales (Baraza & Valiente, 2012). Este fenómeno se observó en las dos áreas donde para el área de exclusión la vegetación es más abundante que en el área de pastoreo donde las plantas son menos vigorosas y de un tamaño reducido. Esto se evidencia con el análisis de estratos arbóreos mediante el uso de sensores remotos, en el cual al excluir la ganadería en una unidad de paisaje cambia significativamente la estructura y composición de la cobertura

vegetal a partir de los primeros 5 años (Listopad *et al.*, 2018). La ganadería es una de las actividades más significativas a nivel mundial como factor de degradación de ecosistemas por pastoreo excesivo, el cual al hacer sinergia con variaciones climáticas generan un impacto y proceso degradativo significativo, todo esto queda evidenciando con análisis de imágenes satelitales (Sun *et al.*, 2019). Aun cuando, los ecosistemas áridos tienen una buena capacidad de regeneración, esta puede verse afectada por fenómenos naturales (sequías) o antrópicas como el sobrepastoreo o exceso en la capacidad de carga del ecosistema, que pueden retardar su recuperación (Gamoun *et al.*, 2015). Por lo que las áreas de exclusión permiten aumentar la resiliencia de los ecosistemas y evitar procesos de desertificación al tener alejada la presión de la ganadería sobre coberturas vegetales (Marinho *et al.*, 2016).

Cuadro 17. Valores NDVI de imágenes Landsat para el periodo comprendido entre el 2000 y 2021.

NDVI - Área de exclusión					NDVI - Área de pastoreo				
Año	Min	Max	Media	Desviación estándar	Año	Min	Max	Media	Desviación estándar
2000	0.08	0.23	0.13	0.02	2000	0.08	0.23	0.13	0.02
2010	0.12	0.33	0.20	0.04	2010	0.12	0.30	0.19	0.029
2011	0.08	0.22	0.14	0.02	2011	0.08	0.19	0.13	0.02
2013	0.10	0.26	0.15	0.02	2013	0.10	0.19	0.14	0.01
2014	0.11	0.35	0.19	0.04	2014	0.11	0.28	0.19	0.03
2015	0.10	0.26	0.14	0.02	2015	0.10	0.20	0.13	0.01
2016	0.06	0.26	0.17	0.02	2016	0.11	0.22	0.16	0.02
2017	0.12	0.27	0.17	0.02	2017	0.12	0.22	0.16	0.018
2018	0.11	0.26	0.15	0.02	2018	0.10	0.21	0.14	0.02
2019	0.08	0.18	0.11	0.01	2019	0.09	0.16	0.10	0.01
2020	0.09	0.31	0.13	0.02	2020	0.09	0.19	0.12	0.01
2021	0.09	0.23	0.13	0.01	2021	0.09	0.20	0.12	0.02

Los valores del NDVI para imágenes Landsat analizadas durante el periodo comprendido entre los años 2000 y 2021 presentaron diferentes variaciones para cada año por área de estudio (Cuadro 17). Se puede observar que para el año 2000 los valores del índice son similares tanto en el área exclusión como en el área de pastoreo, en cambio los valores del año 2010 a 2021 muestran diferencias, siendo mayores los valores de NDVI para el área de exclusión que en el área de pastoreo, esto se da ya que a partir del año 2010 se aisló el área exclusión al pastoreo de la ganadería.

Cuadro 18. Valores NDVI de imágenes PlanetScope para el periodo comprendido entre el 2016 y 2021.

NDVI - Área de exclusión					NDVI - Área de pastoreo				
Año	Min	Max	Media	Desviación estándar	Año	Min	Max	Media	Desviación estándar
2016	0.07	0.58	0.34	0.07	2016	0.13	0.53	0.30	0.05
2017	0.10	0.60	0.33	0.07	2017	0.15	0.55	0.30	0.06
2018	0.12	0.65	0.36	0.09	2018	0.14	0.60	0.32	0.07
2019	0.16	0.57	0.31	0.05	2019	0.16	0.57	0.31	0.05
2020	0.19	0.67	0.42	0.08	2020	0.17	0.64	0.37	0.07
2021	0.14	0.70	0.33	0.07	2021	0.18	0.62	0.29	0.05

Los valores NDVI para imágenes PlanetScope analizadas durante el periodo de 2016 a 2021, presentaron diferentes variaciones tanto por año como por áreas de estudio (exclusión y pastoreo) (Cuadro 18). El valor del índice más bajo presentado fue en el año 2019 y el año con valores más altos fue el 2020. Así mismo en todos los años a excepción del 2019, el área de exclusión presentó valores más altos que el área de pastoreo. El comportamiento similar en el año 2019 entre ambas áreas se pudo deber a factores de condiciones climáticas; estas pueden ser temperatura, precipitación, o factores antrópicos; tales como actividades ganaderas.

NDVI área de estudio años 2000 y 2021 imágenes Landsat

Cuadro 19. Variables de área y número de promedios de NDVI analizados para imágenes Landsat mediante la prueba t-Student.

	Área	N	Rango promedio	Suma de rangos
NDVI	Exclusión	12	11.08	133.00
	Pastoreo	12	13.92	167.00
	Total	24		

Las variables que se analizaron estadísticamente fueron 24 promedios NDVI de imágenes PlanetScope en total (Cuadro 19), de las cuales 12 fueron del área de exclusión y 12 del área de pastoreo, correspondientes a los años del 2000 al 2021.

Cuadro 20. Prueba t-Student para el NDVI del área de exclusión y área de pastoreo durante el periodo comprendido entre el 2000 y 2021 de imágenes Landsat.

	Prueba de Levene para la igualdad de varianzas		Prueba T para la igualdad de medias							
	F	Sig. ^z	t	gl	Sig. ^z (bilateral)	Diferencia de medias	Error tipo de la diferencia	95% Intervalo de confianza para la diferencia		
								Inferior	Superior	
NDVI	Se han asumido varianzas iguales	7.37	.013	-1.35	22	.190**	-1.58	1.17	-4.01	.844
	No se han asumido varianzas iguales			-1.35	17.13	.194**	-1.58	1.17	-4.05	.885

*Valor $p \leq 0.05$.

**Valor $p \geq 0.05$.

^z Nivel de significancia con un intervalo de confianza del 95%.

El análisis mediante la prueba t-Student para los valores NDVI del área de exclusión y área de pastoreo, mostraron que la diferencia encontrada no es significativa entre las áreas, esto comprendido en el resultado de 0.190 siendo $p \geq 0.05$ con un intervalo de confianza del 95% (Cuadro 20).

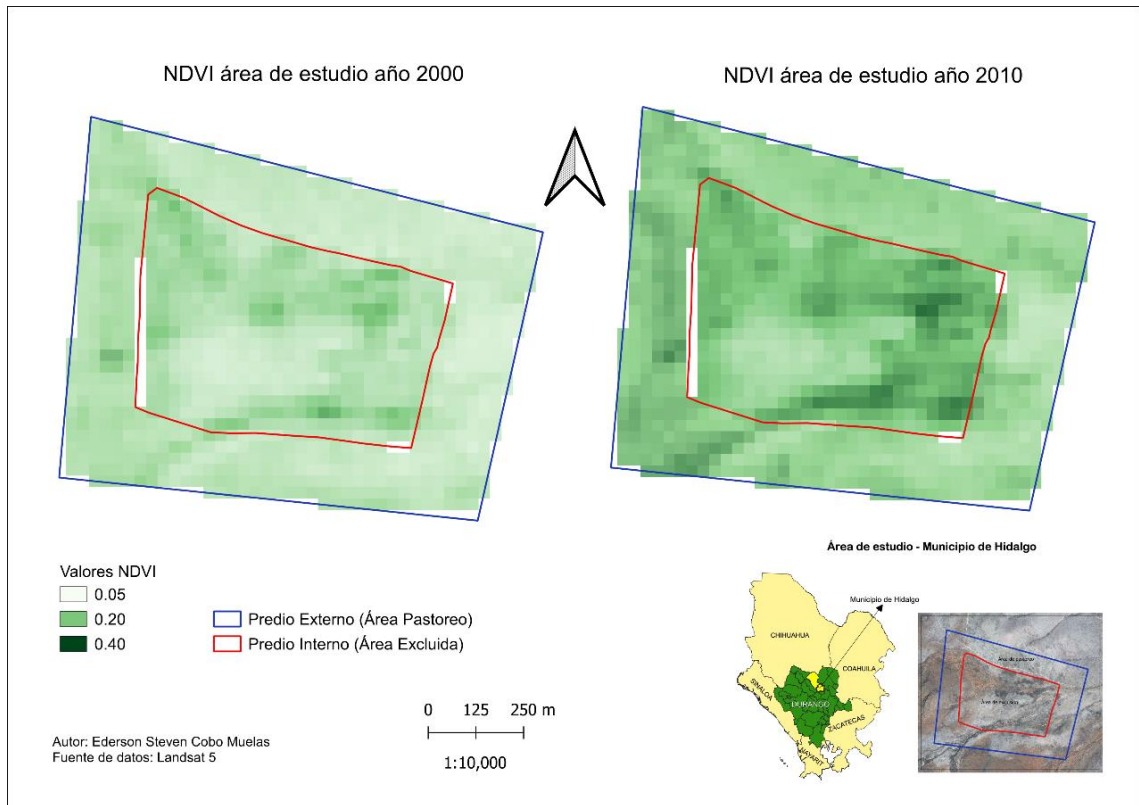


Figura 15. Comparación del NDVI de imágenes Landsat 5 para los años 2000 (mes de julio) y 2010 (mes de agosto) en el área de estudio.

Se puede observar en la imagen de 2010 que tiene un mayor verdor en el área de exclusión que en el área de pastoreo. Los resultados en los valores de NDVI que van desde 0.05 a 0.40 presentan una diferencia marcada para el año 2000 a 2010 (Figura 15), en donde el primer año en el área de estudio tanto en el área de exclusión como en el área de pastoreo presentan valores bajos, en comparación con el año 2010 donde los valores NDVI para ambas áreas son altos. De igual manera en el año 2000 los valores del índice son similares para ambas áreas, mientras que para el año 2010 el área de exclusión presenta un índice más alto que el área de pastoreo, esto se puede ver en la tonalidad de áreas verdes más oscuras, indicando mayor vegetación.

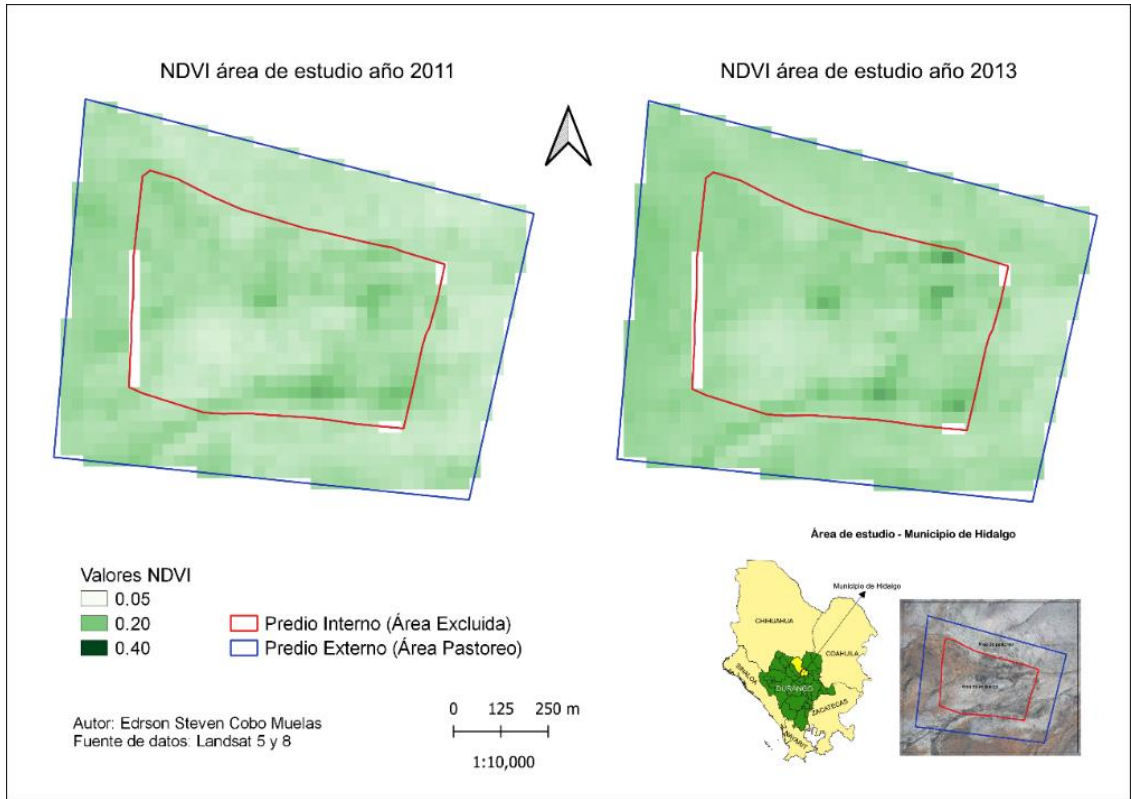


Figura 16. Comparación del NDVI de imágenes Landsat 5 y 8 para los años 2011 (mes agosto) y 2013 (mes agosto) en el área de estudio.

Los resultados en los valores de NDVI que van desde 0.05 a 0.40 presentan una diferencia para el año 2010 a 2013 (Figura 16), en el cual se evidencia que el primer año presenta zonas verdes oscuras más bajas a comparación del segundo año, donde si se aprecia más áreas verdes oscuras. Así mismo para ambos años el área de exclusión tiene mayores áreas verdes oscuras representando valores de NDVI altos en comparación del área de pastoreo donde las áreas verdes claras son mayores representadas por valores bajos en el índice NDVI, indicando menor vegetación.

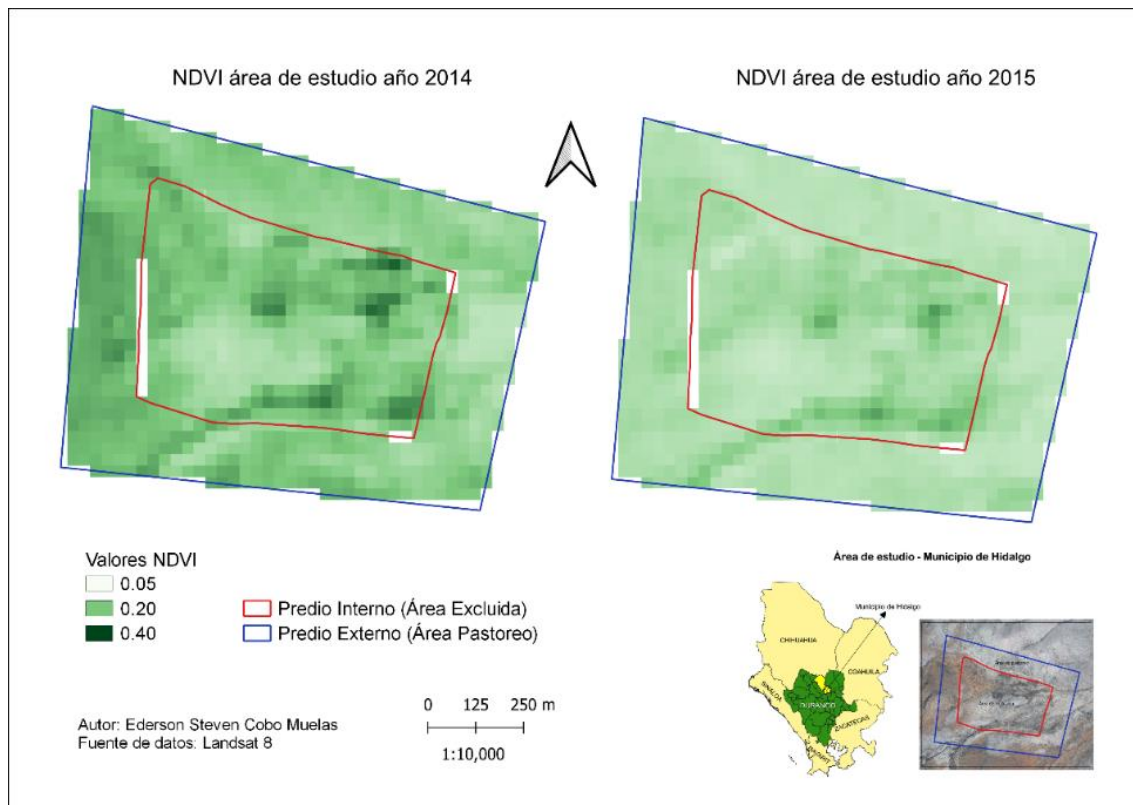


Figura 17. Comparación del NDVI de imágenes Landsat 8 para los años 2014 (agosto) y 2015 (septiembre) en el área de estudio.

Los resultados en los valores del NDVI están entre el rango 0.05 y 0.40, en el cual se presenta una diferencia marcada entre el año 2014 y 2015 (Figura 17). Para el primer año se aprecian mayores áreas verde oscuras con valores altos, con respecto al segundo año donde las áreas verdes claras son mayores representadas por valores bajos. Sin embargo, para ambos años se presenta una similitud en las áreas de estudio, en donde para el área de exclusión hay áreas más verdes oscuras que el área de pastoreo, indicando mayor vegetación.

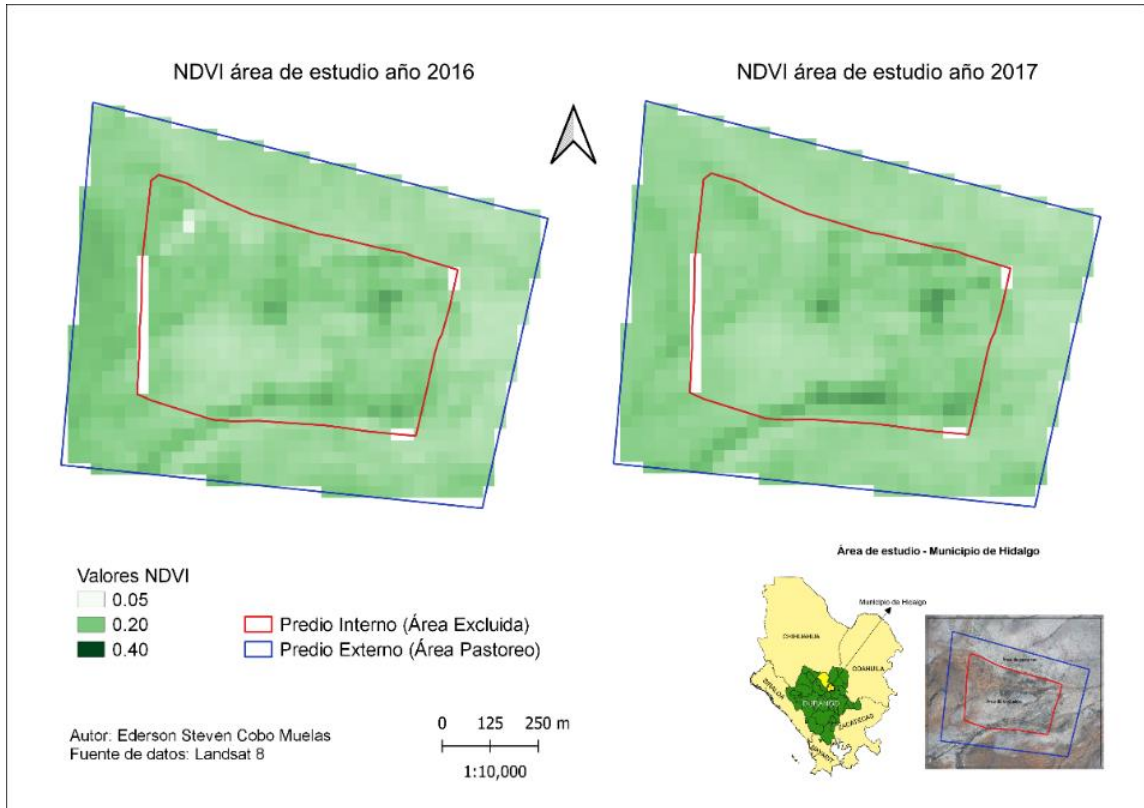


Figura 18. Comparación del NDVI de imágenes Landsat 8 para los años 2016 (agosto) y 2017 (septiembre) en el área de estudio.

Las imágenes Landsat analizadas para el año 2016 y 2017 presentan valores NDVI semejantes (Figura 18). Así mismo presentan valores altos en el área de exclusión donde se aprecia áreas con mayores áreas verdes oscuras reflejado en valores del índice más altos, con respecto al área de pastoreo el cual las áreas verdes oscuras son menores representado en valores del índice bajos, indicando menor vegetación.

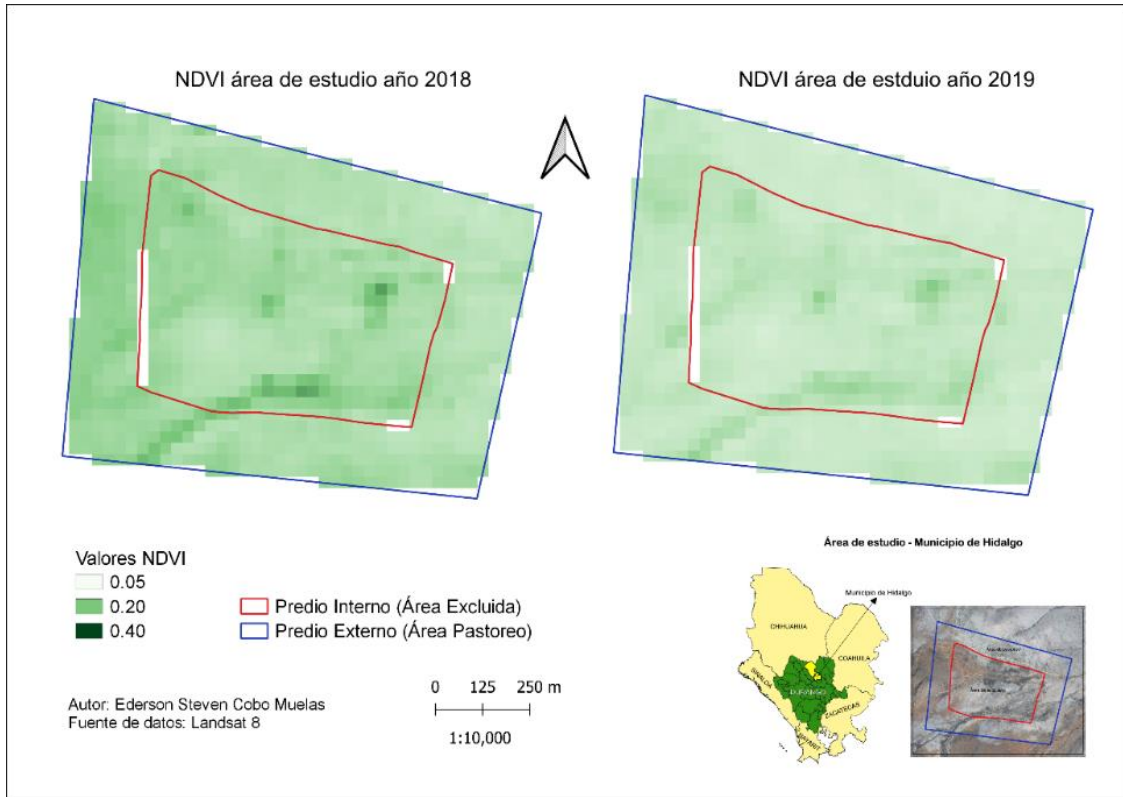


Figura 19. Comparación del NDVI de imágenes Landsat 8 para los años 2018 (agosto) y 2019 (agosto) en el área de estudio.

En los años 2018 y 2019 se evidencia cambios en los valores NDVI (Figura 19), se refleja que para el primer año hay mayores áreas verdes oscuras con valores de NDVI altos, mientras que para el año 2019 se presentan áreas verdes claras teniendo valores del índice bajos. Sin embargo, para ambos años en el área de exclusión se evidencia valores NDVI más altos que en el área de pastoreo, indicando mayor vegetación.

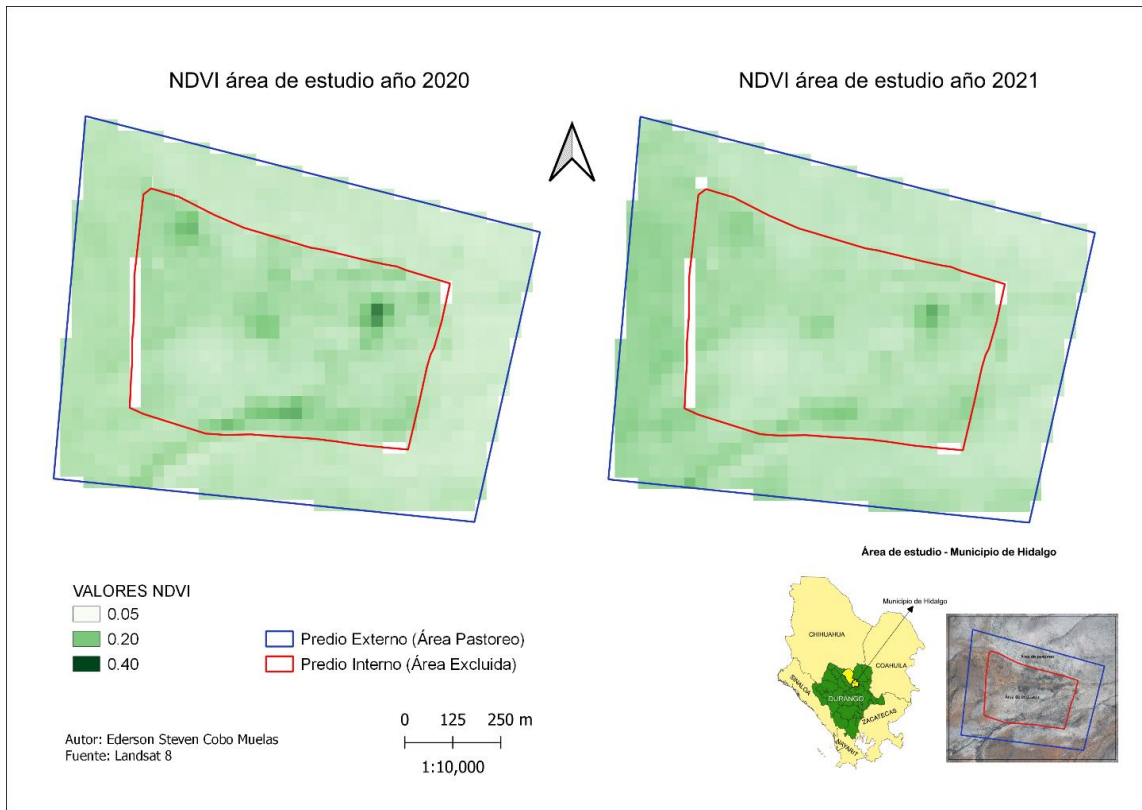


Figura 20. Comparación del NDVI de imágenes Landsat para los años 2020 (agosto) y 2021 (septiembre) en el área de estudio.

Los valores NDVI para los años 2020 y 2021 presentan una marcada diferencia en los valores de NDVI (Figura 20). Como se puede apreciar en la imagen de 2020 con áreas verdes claras representado en valores de NDVI más bajos, comparándolo con 2021 donde se observa una tonalidad de verdes oscuros reflejado en valores altos de NDVI. Pero ambos años tiene una similitud en el área de exclusión que refleja áreas más verdes comparado con el área de pastoreo donde hay valores más bajos de NDVI apreciándose en tonalidades menos verdes, indicando menor vegetación.

NDVI área de estudio años 2016 y 2021 imágenes PlanetScope

Cuadro 21. Variables de área y número de promedios NDVI analizadas para imágenes PlanetScope mediante la prueba t-Student.

	Área	N	Rango promedio	Suma de rangos
	Exclusión	6	3.92	23.50
NDVI	Pastoreo	6	9.08	54.50
	Total	12		

Las variables que se analizaron estadísticamente fueron 12 promedios NDVI de imágenes PlanetScope en total (Cuadro 21), de las cuales 6 fueron del área exclusión y 6 del área de pastoreo, correspondientes a los años del 2016 al 2021.

Cuadro 22. Prueba t-Student para el NDVI del área exclusión y área de pastoreo durante el periodo comprendido entre el 2016 y 2021 de imágenes PlanetScope.

	Prueba de Levene para la igualdad de varianzas		Prueba T para la igualdad de medias						
	F	Sig. ^z	t	gl	Sig. ^z (bilateral)	Diferencia de medias	Error tipo de la diferencia	95% Intervalo de confianza para la diferencia	
								Inferior	Superior
NDVI	0.000	1.0**	-3.508	10	.006*	-4.000	1.1401	-6.5404	-1.4595
			-3.508	9.896	.006*	-4.000	1.1401	-6.5441	-1.4559

*Valor $p \leq 0.05$.

**Valor $p \geq 0.05$.

^z Nivel de significancia con un intervalo de confianza del 95%.

El análisis estadístico mediante la prueba t-Student para los valores NDVI del área de exclusión y área de pastoreo, evidencio que, la diferencia encontrada es significativa entre ambas áreas, esto comprendido en el resultado de 0.006 siendo $p \leq 0.05$ con un intervalo de confianza al 95% (Cuadro 22).

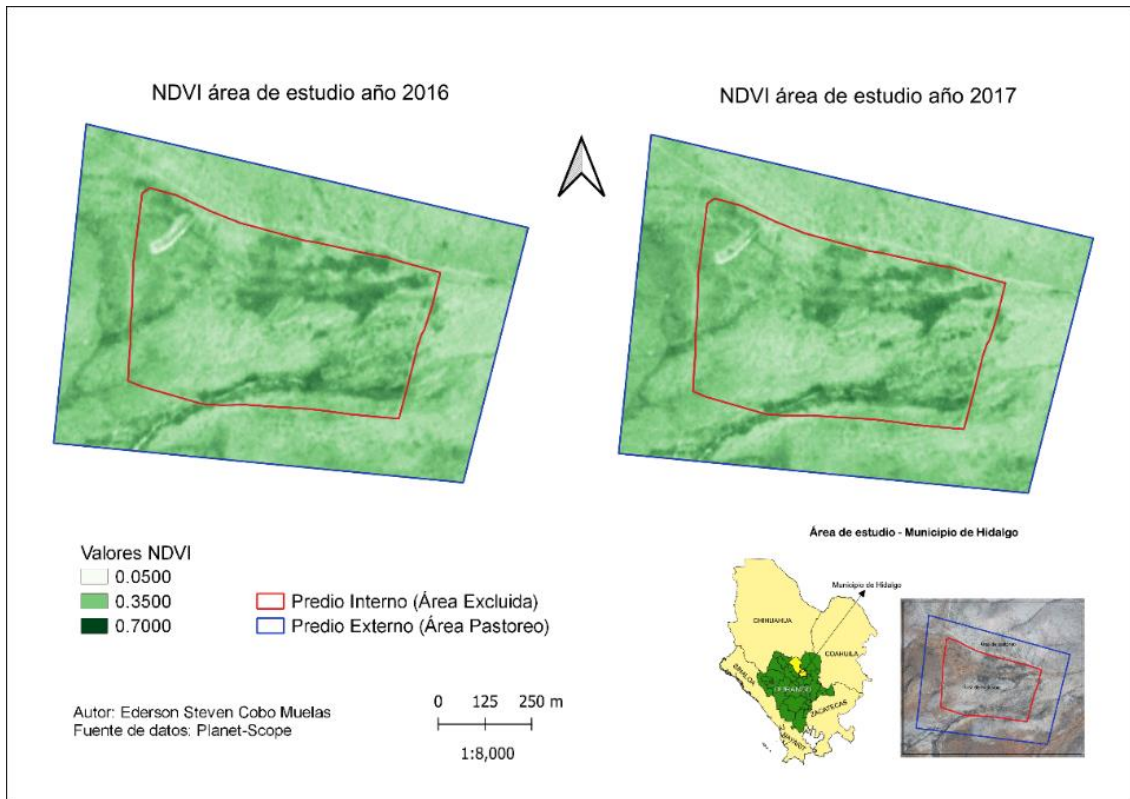


Figura 21. Comparación del NDVI de imágenes PlanetScope para los años 2016 (octubre) y 2017 (octubre) en el área de estudio.

Los años 2016 y 2017 fueron analizados mediante las imágenes satelitales donde se puede evidenciar (Figura 21) que para 2016 se presentan áreas más verdes oscuras reflejado en valores altos de NDVI en comparación con 2017 donde hay presencia de áreas de tonalidad verde más claro. Sin embargo, los dos años tienen un mismo comportamiento en el área exclusión, donde hay más áreas verdes oscuras con valores altos de NDVI en comparación con el área de pastoreo donde las áreas verdes son más claras lo que representa valores más bajos de NDVI indicando vegetación con menor vigor.

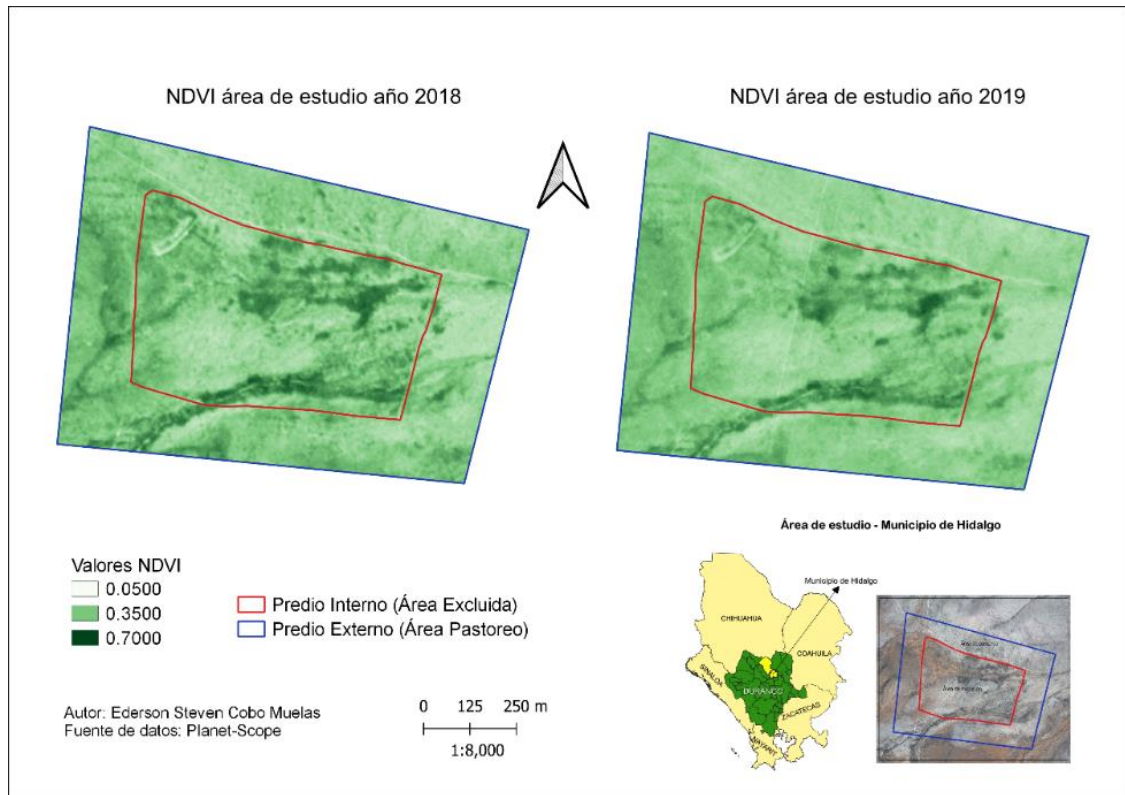


Figura 22. Comparación del NDVI de imágenes PlanetScope para los años 2018 (octubre) y 2019 (octubre) en el área de estudio.

En la Figura 22 se presenta una situación marcada, la cual para el año 2018 los valores de NDVI son más altos que los del año 2019, esto se refleja en áreas más verdes oscuras para el primer año que con el segundo. De igual manera los dos años presentan una misma similitud con las áreas de estudio, el cual el área exclusión presentan valores de NDVI más altos que el área de pastoreo, esto se ve con las tonalidades de áreas verdes oscuras que son mayores en el área de exclusión, indicando mayor vegetación.

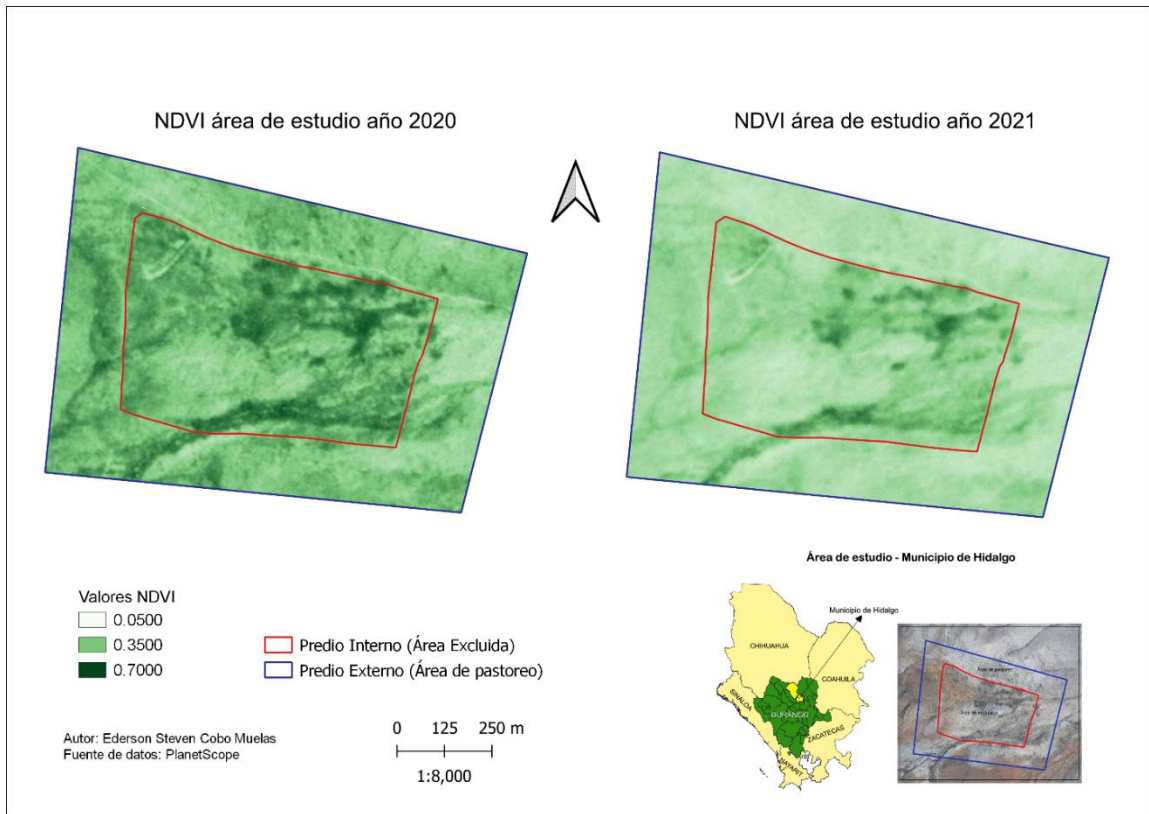


Figura 23. Comparación del NDVI de imágenes PlanetScope para los años 2020 (octubre) y 2021 (septiembre) en el área de estudio.

Los valores del NDVI para los años 2020 y 2021 presentan una diferencia marcada (Figura 23) lo cual en el mapa del primer año hay presencia de tonalidades verdes oscuras más marcadas que en el segundo año, donde se aprecia tonos de verdes mucho más claros, indicando que áreas oscuras son valores de NDVI altos mientras que verdes claros indican valores bajos, es decir con menor vegetación.

3.3. Análisis del GLI área de exclusión, Imágenes dron para el mes de junio, agosto y septiembre de 2021

Las imágenes aéreas capturadas con el dron en el área de exclusión en capturadas en los meses de junio, agosto y octubre de 2021 (Figura 24). Fueron procesadas y analizadas con el Green Leaf Index Tras los resultados obtenidos se puede evidenciar una diferencia marcada, en donde para el mes de junio los valores del índice son bajos esto se refleja en menos áreas con una tonalidad

verde oscuro en el mapa, en comparación con el mes de agosto donde se evidencia una mayor área con tonalidad verde oscura, lo cual indica mayor cobertura vegetal. Cabe mencionar que en estos meses de estudio a pesar de que es verano es temporada de lluvias siendo una variable que influye en el crecimiento de la vegetación (Aldás-Andrade, 2019; Good *et al.*, 2013). Esto se evidencio en la época del estudio donde las lluvias tuvieron relación con los valores GLI para cada mes (Figura 25). Sin embargo, se debe tener en cuenta que el cambio en las coberturas vegetales está definido por variables ambientales como temperatura, precipitación, tipo de ecosistema influencia antrópica (Colditz *et al.*, 2017; Trujillo-Acatitla, 2019).

Los resultados obtenidos con los ortomosaicos generados a partir de las imágenes capturadas con el dron permitieron evidenciar más a detalle los cambios en la cobertura vegetal durante la época de verano (Figura 24). Los drones actualmente se están utilizando con más frecuencia en los estudios ambientales, ya que contribuyen a una mejor comprensión de la biodiversidad con una resolución espacial más detallada en comparación de las imágenes satelitales. Esto permite medir más atributos en un ecosistema como es la distribución de la vegetación (González *et al.*, 2016).

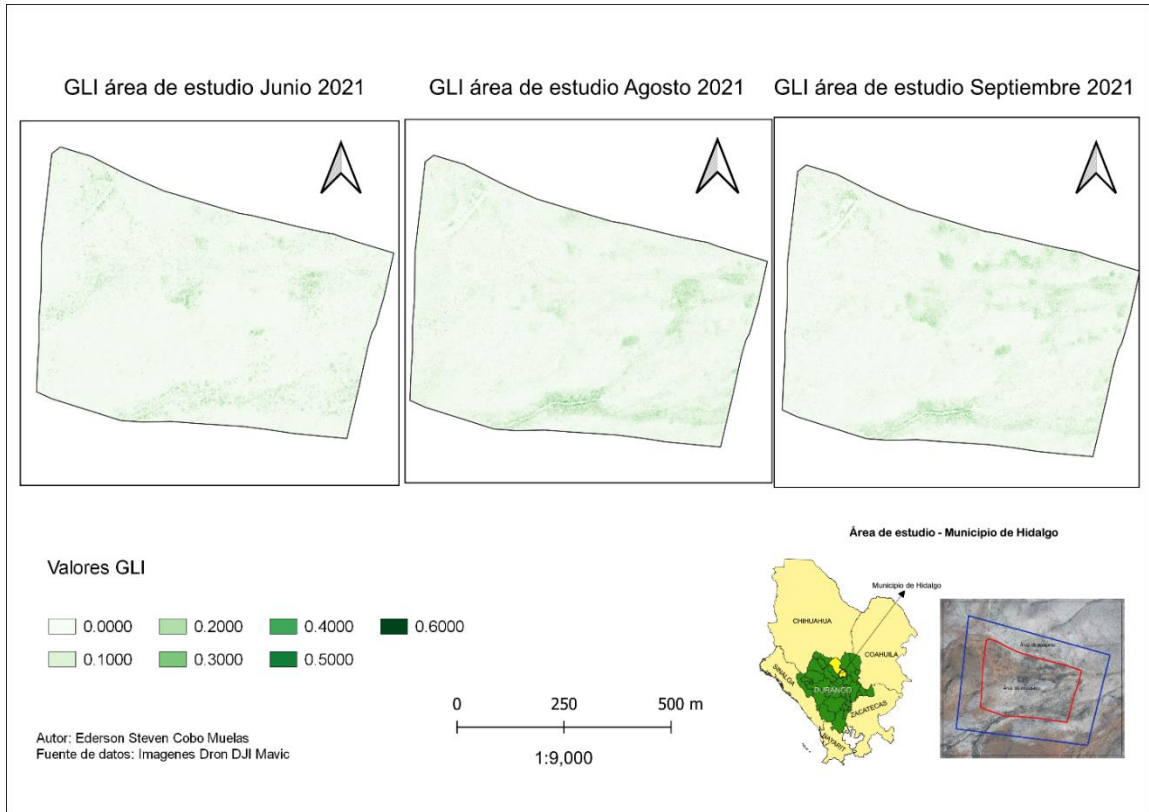


Figura 24. Comparación del GLI de imágenes de dron para el mes de junio, agosto y septiembre de 2021 del área de exclusión del área de estudio.

Se puede evidenciar claramente en los mapas (Figura 24) que el mes con valores más bajos de GLI se encontró en el mes de junio, mientras que los valores más altos se encontraron en agosto. Se presentó un comportamiento de ascendencia desde junio hasta agosto y posterior a ello comienza a descender en septiembre. Esto puede estar relacionado con la etapa de verano y época de lluvias que se presentan en este periodo.

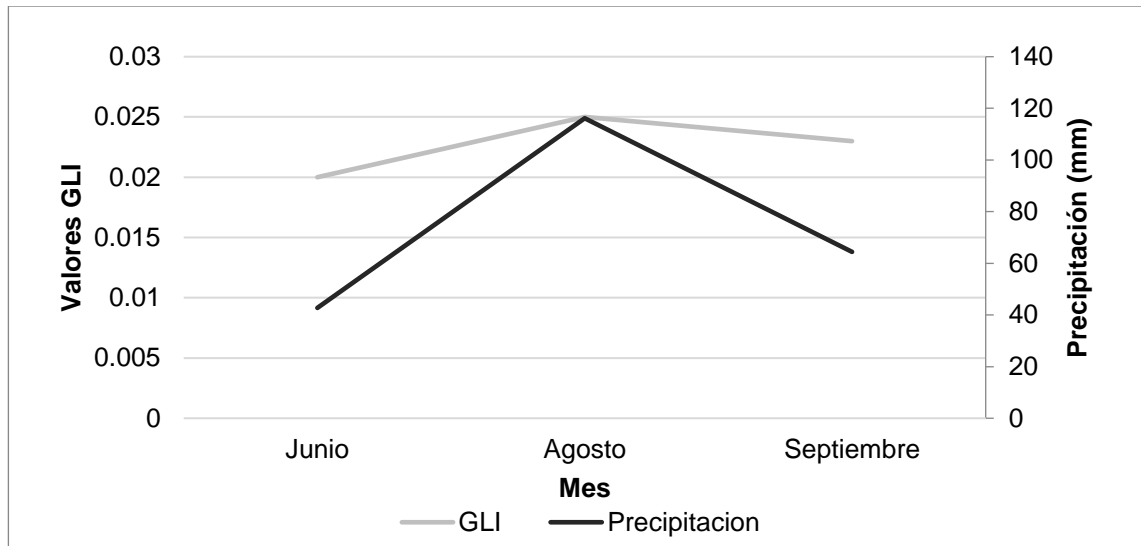


Figura 25. Dinámica de los promedios de GLI con precipitación durante los meses de junio, agosto, septiembre de 2021 en el área de estudio.

La dinámica entre el GLI y las precipitaciones en los meses de junio, agosto y septiembre (Figura 25). Se puede evidenciar que tienen el mismo comportamiento de ascendencia y descendencia. Como es el caso del mes de junio a agosto donde asciende y posterior a ello de agosto a septiembre comienza a descender. Por lo tanto, se presenta una relación directa en la reflectancia del verdor de la vegetación ante los sensores remotos, en este caso el Dron.

4. CONCLUSIONES

La teledetección es una herramienta tecnológica de gran importancia en la gestión eficiente de los recursos naturales y el medio ambiente, que permite la evaluación de diferentes fenómenos y procesos que se dan en una escala de tiempo. Los datos recopilados por los sensores remotos, de los satélites y los vehículos aéreos no tripulados como el dron empleado en el estudio, permitieron generar un análisis más detallado y a una mayor resolución espacial sobre el proceso de regeneración y el impacto de la ganadería en un ecosistema en un espacio de tiempo.

En el agostadero estudiado definido por un área de exclusión y un área de pastoreo se logró determinar que la ganadería ejerce una presión sobre el desarrollo y crecimiento de la cobertura vegetal. Esto enmarcado en las diferencias de NDVI, el cual presentó un comportamiento de valores más altos para el área de exclusión que para el área de pastoreo.

El análisis multitemporal de índices de vegetación usando diferentes resoluciones espaciales (Landsat 30m y PlanetScope 3m) mostró que el área de estudio presentó valores más altos de NDVI a partir de 2010 que fue cuando se excluyó el área al pastoreo en comparación con el área en la que no se tiene la exclusión. Sin embargo, para las imágenes Landsat analizadas desde el año 2000 a 2021 la diferencia encontrada es no significativa entre los valores NDVI de las áreas de exclusión y pastoreo, mientras que para el análisis de imágenes PlanetScope 2016 a 2021 la diferencia encontrada es significativa entre ambas áreas para valores NDVI. Esto es debido a que las imágenes de PlanetScope presentan una mayor resolución espacial (3 m) comparado con las imágenes de Landsat (30m).

Tras los resultados obtenidos en el periodo de estudio 2000 - 2021, se logró evidenciar el proceso de regeneración del área de exclusión en los últimos 10 años del aislamiento a la ganadería, reflejado en los mapas obtenidos anualmente, en el cual se presentan áreas con mayor vigor que en la zona de pastoreo. Por lo tanto, la exclusión de áreas en una zona árida representa una herramienta eficaz en la conservación y protección de la biodiversidad de ecosistemas presentes en estas regiones de condiciones climáticas adversas.

La correlación de la precipitación con el NDVI a pesar de que fue positiva no es significativa para el área de estudio. Lo que indica que el crecimiento de la vegetación no está limitado únicamente por la cantidad de precipitación que se presenta anualmente. Por lo tanto, se recomienda el análisis de otras variables climáticas y topográficas que pueden incidir de manera sinérgica en el desarrollo y crecimiento de la vegetación.

5. LITERATURA CITADA

- Abad-Pérez, C., & Mosquera, G. Q. (2020). Análisis de la distribución espacial de la correlación entre el NDVI y las precipitaciones en zonas altoandinas del sur del Perú , en el periodo 2000 - 2020. *Revista Geoespacial*, 1-14.
- Alatorre, L. C., Miramontes-Beltrán, S., García-Peña, A. K., Díaz-Caravantes, R., & Bravo, L. C. (2014). Evolución de la dinámica vegetal mediante una serie de imágenes landsat TM (1986-2011): Región central de Chihuahua, México. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40(2), 449-476.
<https://doi.org/10.18172/cig.2510>
- Aldás-Andrade, A. P. (2019). *Análisis de la dinámica temporal del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) para los años 1986, 2001 y 2017 en la reserva ecológica Contacachi Cayapas, Imbabura, mediante el uso de Google Earth Engine*. Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Arboit, M. E., & Maglione, D. S. (2018). Análisis multitemporal y multiespacial del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y del índice de vegetación ajustado al Suelo (SAVI) en centros urbanos forestados y oasis irrigados, con climas secos. *Boletín de Estudios Geográficos*, 109, 13-60.
https://bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/11458/02-arboit-maglione.pdf
- Baraza, E., & Valiente, A. (2012). Efecto de la exclusión de ganado en dos especies palatables del matorral xerófilo del Valle de Tehuacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(4), 1145-1151.
<https://doi.org/10.7550/rmb.22871>
- Chuvieco Salinero, E. (1998). El factor temporal en teledetección: evolución fenomenológica y análisis de cambios. *Revista de Teledetección: Revista de La Asociación Española de Teledetección*, 10, 1-9.
- Colditz, R. R., Villanueva, V. L. A., Tecuapetla-Gomez, I., & Gomez-Mendoza, L. (2017). Temporal relationships between daily precipitation and NDVI time series in Mexico. *9th International Workshop on the Analysis of*

Multitemporal Remote Sensing Images, 1-4. <https://doi.org/10.1109/Multi-Temp.2017.8035202>

- Cornejo, L. A., Bustamante, A. K., Méndez, R., & Romo, J. R. (2018). Herramientas de percepción remota para el estudio y monitoreo de la vegetación en zonas áridas. In U. de Sonora (Ed.), *Temas selectos de la flora silvestre de zonas áridas del noreste de México* (pp. 25-38).
- Eckert, S., Hüsler, F., Liniger, H., & Hodel, E. (2015). Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land degradation and regeneration in Mongolia. *Journal of Arid Environments*, 113, 16-28. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.09.001>
- Funk, F. A., Peter, G., Loydi, A., Kröpfl, A. I., & Distel, R. A. (2012). Recuperación estructural y funcional de los espacios entre arbustos al cabo de 10 años de exclusión del pastoreo en una estepa semiárida del noreste de la Patagonia. *Ecología Austral*, 22, 195-202.
- García-Martínez, E., & Pérez-Cabello, F. (2015). Análisis de la regeneración vegetal mediante imágenes Landsat-8 y el producto MCD15A2 de MODIS: el caso del incendio de O Pindo (Galicia). *Análisis Espacial y Representación Geográfica: Innovación y Aplicación*, 621-630.
- Gamoun, M., Patton, B., & Hanchi, B. (2015). Assessment of vegetation response to grazing management in arid rangelands of southern Tunisia. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 11(2), 106-113. <https://doi.org/10.1080/21513732.2014.998284>
- Gerber, P. J. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., & Tempio, G. (2013). Enfrentando el cambio climático a través de la ganadería. Una evaluación global de las emisiones y oportunidades de mitigación. In FAO (Ed.), *Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO)* (Food and A). <http://www.fao.org/3/a-i3437s.pdf>

- Gobron, N., Pinty, B., Verstraete, M., Widlowski, J. L. (2000). Advanced vegetation indices optimized for up-coming sensors: Design, performance, and applications. *Geoscience and Remote Sensing*, 38, 2489-2505.
- Gómez-Mendoza, L. (2013). La relación entre el índice normalizado de vegetación y la variabilidad del clima en Oaxaca: una herramienta para el manejo de ecosistemas. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9), 1689-1699.
- Gonzaga, C. (2015). Aplicación de índices de vegetación derivados de imágenes satelitales para análisis de coberturas vegetales en provincia de Loja, Ecuador. *CEDAMAZ*, 5, 30-41.
- González, A., Amarillo, G., Amarillo, M., & Sarmiento, F. (2016). Drones aplicados a la agricultura de precisión. *Publicaciones e Investigación: Revista Especializada En Ingeniería UNAD*, 10, 23-37.
- Good, M., Schultz, N., Tighe, M., Reid, N., & Briggs, S. (2013). Herbaceous vegetation response to grazing exclusion in patches and inter-patches in semi-arid pasture and woody encroachment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 179, 125-132. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.002>
- Guevera, M. de J. (2020). *Proceso de desertificación por influencia natural y antropogénica en el centro-norte de México*. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.
- Instituto Geográfico Nacional. (2018). Teledetección. In *Instituto Geográfico Nacional* (Instituto, p. 6). <https://www.ign.es/web/resources/docs/IGNCnig/OBS-Teledeteccion.pdf>
- Lira Torres, I., & Briones Salas, M. (2011). Impacto de la ganadería extensiva y cacería de subsistencia sobre la abundancia relativa de mamíferos en la Selva Zoque, Oaxaca, México. *Therya*, 2(3), 217-244. <https://doi.org/10.12933/therya-11-49>
- Listopad, C., Köbel, M., Príncipe, A., Gonçalves, P., & Branquinho, C. (2018).

The effect of grazing exclusion over time on structure, biodiversity, and regeneration of high nature value farmland ecosystems in Europe. *Science of the Total Environment*, 610-611, 926-936.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.018>

López, M. (2015). *Análisis espacial de la degradación forestal en comunidades de encinos (QUERCUS SPP.) utilizados para producción de carbón vegetal: caso de estudio en la cuenca del Lago Cuitzeo. (Michoacán-México)* [Pontificia Universidad Javeriana - Bogotá].
<https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/19533>

Maldonado, J. D., Alatorre, L. C., & Torres, M. E. (2015). Análisis de las tendencias del NDVI con imágenes satelitales En Cuauhtémoc , Chihuahua (2000-2014). In U. A. de C. Juárez (Ed.), *SELPER-XXI-México-UACJ* (pp. 1-6).

Marinho, F. P., Mazzochini, G. G., Manhães, A. P., Weisser, W. W., & Ganade, G. (2016). Effects of past and present land use on vegetation cover and regeneration in a tropical dryland forest. *Journal of Arid Environments*, 132, 26-33. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.04.006>

Meneses-Tovar, C. L. (2011). El índice normalizado diferencial de la vegetación como vegetación como indicador de la degradación del bosque. *Unasyva: Revista Internacional de Silvicultura e Industrias Forestales*, 62, 39-46.
<http://www.fao.org/3/i2560s/i2560s07.pdf>

Mora, C. A., Jiménez, J., Alanís, E., Rubio, E. A., Camacho, R., Yerenayamallel, J. I., & González, M. A. (2013). Efecto de la Ganadería en la Composición y Diversidad Arbórea y Arbustiva del Matorral Espinoso Tamaulipeco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4, 14.
<https://doi.org/https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i17.426>

Municipios de México. (2021). Información sobre Hidalgo. Recuperado de <http://www.municipios.mx/durango/hidalgo/> Nanzad, L., Zhang, J., Tuvdendorj, B., Nabil, M., Zhang, S., & Bai, Y. (2019). NDVI anomaly for

drought monitoring and its correlation with climate factors over Mongolia from 2000 to 2016. *Journal of Arid Environments*, 164(January), 69-77.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.01.019>

Pérez-Ruiz, E. R. (2015). *Analisis de la dinamica temporal de la cobertura vegetal y su relación con la variabilidad en la precipitación en el municipio de Juarez , Chihuahua* (SELPER (ed.); pp. 1-6). Memorias de resúmenes en extenso SELPER XXI.

Rodríguez, Y., & Velázquez, J. M. (2020). La percepción remota y sus aplicaciones en los estudios medioambientales. In *“XilCongreso Internacional De Geomática 2020”* (p. 8).

Rouse J., R. Hass, J. Schell, D. Deering y J. Harlan. (1974). Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation. NASA/GSFC, Type III Final Report, Geenbelt MD, 371 pp.

PLANET. Planet Imagery. Recuperado de
<https://www.planet.com/products/planet-imagery/>

Sohoulande Djebou, D., Singh, V. P., & Frauenfeld, O. W. (2015). Vegetation response to precipitation across the aridity gradient of the southwestern United states. *Journal of Arid Environments*, 115, 35-43.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.01.005>

Sun, B., Li, Z., Gao, W., Zhang, Y., Gao, Z., Song, Z., Qin, P., & Tian, X. (2019). Identification and assessment of the factors driving vegetation degradation/regeneration in drylands using synthetic high spatiotemporal remote sensing Data-A case study in Zhenglanqi, Inner Mongolia, China. *Ecological Indicators*, 107(August), 105614.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105614>

IBM Corp. Publicado en 2012. IBM SPSS Statistics para Windows, versión 21.0. Armonk, Nueva York: IBM Corp

Tarango, L. . (2005). Problemática y alternativas de desarrollo de las Zonas

Áridas y Semiáridas de México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 4, 17-21.

Trigo, C., Villagra, P., Cowper, P., Marás, G., Andrade, M., Núñez, M., Derlindati, E., & Tálamo, A. (2020). Can livestock exclusion affect understory plant community structure? An experimental study in the dry Chaco forest , Argentina. *Forest Ecology and Management*, 463(Febrero), 118014. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118014>

Trujillo-Acatitla, R. (2019). *Respuesta del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) a la actividad antrópica, variabilidad climática y ambiental en bosque de encino*. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

USGS. (2017). Landsat Missions. 2021, de USGS Center for Earth Resources Observation and Science (EROS) Recuperado de https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat/landsat-8?qt-science_support_page_related_con=0#qt-science_support_page_related_con

USGS Earth Explorer. Imagery. Recuperado de <https://earthexplorer.usgs.gov/>

Yan, D., Xu, T., Girma, A., Yuan, Z., Weng, B., Qin, T., Do, P., & Yuan, Y. (2017). Regional correlation between precipitation and vegetation in the Huang-Huai-Hai River Basin, China. *Water (Switzerland)*, 9(8). <https://doi.org/10.3390/w9080557>