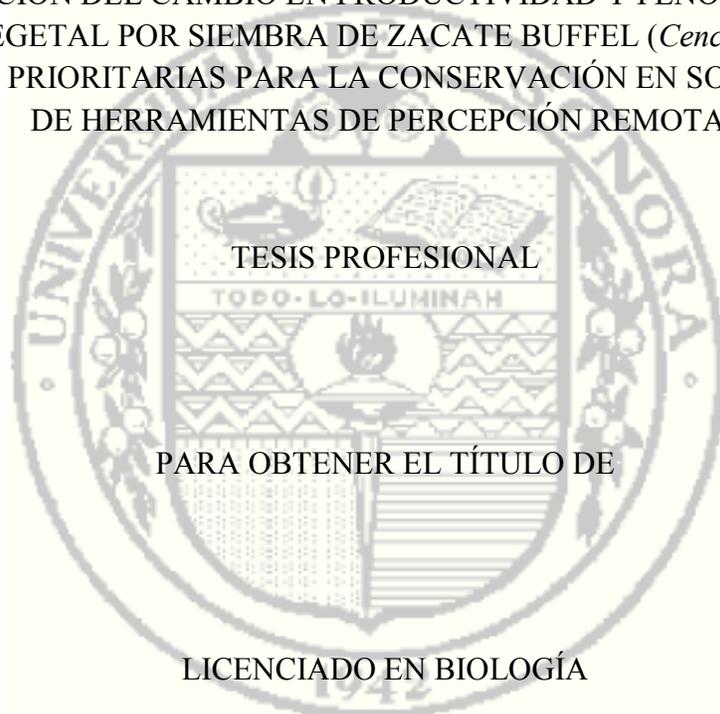


UNIVERSIDAD DE SONORA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

“EVALUACIÓN DEL CAMBIO EN PRODUCTIVIDAD Y FENOLOGÍA DE LA CUBIERTA VEGETAL POR SIEMBRA DE ZACATE BUFFEL (*Cenchrus ciliaris* L.) EN DOS REGIONES PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN EN SONORA POR MEDIO DE HERRAMIENTAS DE PERCEPCIÓN REMOTA”



TESIS PROFESIONAL

TODO-LO-ILUMINAH

PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

CON ESPECIALIDAD EN: RECURSOS NATURALES TERRESTRES

PRESENTA:

DIANA EDITH MORENO ESPINOZA

Hermosillo, Sonora.

Mayo de 2015

Universidad de Sonora

Repositorio Institucional UNISON



"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

FORMATO DE APROBACIÓN

Los miembros del Comité de Tesis designado para revisar la Tesis de Diana Edith Moreno Espinoza, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito para obtener el Título de Licenciado en Biología con Opción en Recursos Naturales Terrestres.

Dr. Alejandro Emilio Castellanos Villegas

Director de Tesis.

Dr. José Raúl Romo León

Sinodal Secretario.

M.C. Gilberto Solís Garza

Sinodal.

Dr. Francisco Molina Frenar

Suplente.

DEDICATORIA

A mis papás, por impulsarme siempre a ser una mejor versión de mi misma. Por sus sacrificios para darnos una vida mejor, sin darse cuenta de que lo mejor de la vida ya nos lo dieron (el tenerlos como padres) por sus consejos, enseñanzas, regaños y por todo el amor que siempre me brindan. Por ser un ejemplo en mi vida.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Sonora por formarme profesionalmente. De igual forma al Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Sonora (DICTUS) y a todos esos profesores y técnicos que dedicaron parte de su tiempo en mi formación académica.

Al Dr. Alejandro Castellanos por su valiosa asesoría, apoyo y orientación incondicional a la realización de esta tesis y por convencerme de tener mayor confianza en mí misma.

Al Dr. Raúl Romo por su valiosa orientación cuando me sentía un poco perdida entre mis datos, al Dr. Francisco Molina y al M.C. Gilberto Solís por sus importantes comentarios, consejos y aportaciones a esta tesis.

A mis compañeros del laboratorio de ecofisiología vegetal: José, Hernán, Reta, Hinojo, Arturo, Gustavo, Chimo, Caro, Emilio, Lupita, Marcopolo, Tere y Max, y al grupo SIG (los del bunker) Romeo, Karen y Cristina; por su amistad, apoyo y consejos y por hacer del laboratorio un lugar más ameno para pasar las horas de trabajo y aquellas de no trabajo.

Al grupo del Z15 de donde me llevo grandes amistades y hermosos recuerdos de mi vida universitaria. Especialmente a mis queridísimos Biólogos Biólogos Verdaderos: Faby, Irma, Andrea, Nacho, Zayas, Parra, Thelma, Nathalia y Sama por todos aquellos valiosos momentos de diversión, de tonterías sin sentido y de aprendizaje a su lado, por cada día lograr sacarme una sonrisa, por entender el “sufrimiento” de “tesiar” y brindarme su apoyo incondicional siempre, tanto académico como personalmente. Pero sobre todo por brindarme su amistad.

A mis amigas Fran, Perla y Alba, gracias por aguantarme todas esas veces que no pude salir con ustedes por tener pendientes de mi tesis y que cuando lo hacía pasaba gran parte del tiempo hablando de esos pendientes. Gracias por su sincera amistad de tantos años, por siempre estar ahí en las buenas y en las malas y por hacerme sentir como una muchachita de 17 años cada vez que estoy con ustedes (algún día maduraremos... o no).

A mi familia por su absoluto apoyo, principalmente a mis padres por apoyarme siempre en cada decisión de mi vida, por impulsarme a alcanzar mis metas sin importar lo difíciles que pudieran ser, enseñándome siempre que estas metas debían ser grandes. A mis hermanos: Nadya, Dania, Efrén y Valentina por llenar de alegría mis días con todas esas

locuras que hacemos y hacerme una mejor persona, espero poder dar el ancho como ejemplo de hermana mayor.

CONTENIDO

FORMATO DE APROBACIÓN	i
DEDICATORIA.....	ii
AGRADECIMIENTOS.....	iii
CONTENIDO.....	v
LISTA DE TABLAS	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
I. RESUMEN.....	ix
II. INTRODUCCIÓN	1
III. ANTECEDENTES.....	3
III. 1. Cambio de Uso de Suelo.....	3
III. 2. Ganadería en el Estado de Sonora	3
III. 3. Pastizales Inducidos en México	6
III. 4. Plantas Invasoras.....	7
III. 4.1. Teorías de invasión.....	8
III. 5. Generalidades de <i>Cenchrus ciliaris</i>	9
III. 5.1. Impacto Ecológico de Pastizales Inducidos de <i>C. ciliaris</i> en Sonora	11
III. 5.2. Invasión por Buffel.....	12
III. 5.3. Estado Actual de la Presencia de Zacate Buffel en Sonora.....	12
III. 6. Uso de Técnicas de Percepción Remota para el Estudio de la Cubierta Vegetal	13
III. 6.1. Estudios de <i>C. ciliaris</i> por Medio de Percepción Remota.....	15
IV. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	17
V. HIPÓTESIS	18
VI. OBJETIVOS.....	19
VI.1. Objetivo General.....	19
VI.2. Objetivos Particulares.....	19
VII. JUSTIFICACIÓN	20
VIII. METODOLOGÍA.....	21
VIII.1. Área de Estudio.....	21
VIII.3. Percepción Remota.....	26

VII.4 Análisis Estadísticos.....	29
VIII. RESULTADOS	33
VIII.1 Caracterización de la Cubierta Vegetal.....	33
VIII.2 Percepción Remota	35
VIII.2.1 Comparación entre tratamientos por conjunto	35
VIII.2.2 Comparación entre tratamientos por regiones.....	40
VIII.3 Relación de Valores de NDVI y Precipitación	49
IX. DISCUSIÓN.....	51
IX.1 Caracterización de la Cubierta Vegetal	51
IX.2 Diferencias fenológicas	52
X. CONCLUSIONES.....	55
XI. RECOMENDACIONES	57
XII. LITERATURA CITADA	58
APÉNDICES	67

LISTA DE TABLAS

Tabla I.	Existencias de ganado bovino por principales entidades productoras	4
Tabla II.	Localización geográfica de los sitios de muestreo por relevé	24
Tabla III.	Escala de cobertura-abundancia vegetal de Braun-Blanquet (1932)	25
Tabla IV.	Transformación Tuxen-Ellenberg para la escala de Braun-Blanquet	26
Tabla V.	Variabes utilizadas para la correlación de Spearman	30
Tabla VI.	Porcentajes de cobertura por estrato en cada sitio	33
Tabla VII.	Matriz de similitud de Sorensen entre sitios	34
Tabla VIII.	Valores de la integral menor para los tratamientos de cada conjunto	36
Tabla IX.	Valores de la integral mayor para los tratamientos de cada conjunto	38
Tabla X.	Valores del inicio de la temporada de crecimiento en días julianos para los tratamientos de cada región del año 2000 al 2011	41
Tabla XI.	Valores de la duración de la temporada de crecimiento en días julianos para los tratamientos de cada región del año 2000 al 2011	43
Tabla XII.	Valores de la integral menor para los tratamientos de cada región del año 2000 al 2011	45
Tabla XIII.	Valores de la integral mayor para los tratamientos de cada región del año 2000 al 2011	47

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Distribución geográfica de los municipios sonorenses con mayores existencias de ganado bovino	6
Figura 2.	Esquema representativo de <i>Cenchrus ciliaris</i>	10
Figura 3.	Tipos de vegetación y rangos de precipitación en el área de estudio	22
Figura 4.	Gráfico de precipitación para las dos regiones prioritarias para la conservación	23
Figura 5.	Parámetros analizados por TIMESAT	28
Figura 6.	Mapa de conjuntos analizados	31
Figura 7.	Gráfico de análisis de varianza del conjunto 7 para la integral menor	37
Figura 8.	Gráfico de análisis de varianza del conjunto 8 para la integral menor	37
Figura 9.	Gráfico de análisis de varianza del conjunto 3 para la integral mayor	39
Figura 10.	Gráfico de análisis de varianza del conjunto 10 para la integral mayor	39
Figura 11.	Gráfico de análisis de varianza para el inicio de la temporada de crecimiento en el año 2000	42
Figura 12.	Gráfico de análisis de varianza para la duración de la temporada de crecimiento en el año 2005	44
Figura 13.	Gráfico de análisis de varianza para la duración de la temporada de crecimiento en el año 2011	44
Figura 14.	Gráfico de análisis de varianza para la integral menor en el año 2000	46
Figura 15.	Gráfico de análisis de varianza para la integral mayor en el año 2003	48
Figura 16.	Gráfico de análisis de varianza para la integral mayor en el año 2007	48
Figura 17.	Relación NDVI/Precipitación contra tiempo para la Sierra Libre	49
Figura 18.	Relación NDVI/Precipitación contra tiempo para San Javier-Tepoca	50

I. RESUMEN

El zacate buffel (*Cenchrus ciliaris* L. syn. *Pennisetum ciliare* (L.) Link) ha sido introducido a diversas partes de Norteamérica con el fin de incrementar la productividad de los agostaderos para la actividad ganadera. Particularmente en el estado de Sonora se han desmontado miles de hectáreas para su siembra desde la década de los setentas con el apoyo financiero del gobierno del estado. Esto con la intención de producir una mayor cantidad de becerros para su exportación a los Estados Unidos. Estudios previos en condiciones ideales, han demostrado que este pasto puede incrementar la capacidad de carga de los agostaderos, por lo menos al triple de la capacidad de la vegetación nativa. Sin embargo, en la práctica, la mayor parte de las praderas inducidas de zacate buffel no han logrado establecerse adecuadamente o presentan poca densidad de individuos y una baja productividad debido a condiciones del suelo, humedad o al manejo inadecuado de la pradera. En el presente estudio se analizó la productividad vegetal y la fenología de praderas de buffel localizadas en la zona central de Sonora, particularmente en las regiones prioritarias para la conservación de Sierra Libre y San Javier-Tepoca y se compararon con las registradas en las zonas adyacentes de vegetación nativa, esto para el periodo del año 2000 al 2011. Se encontró que la productividad y fenología de las praderas de zacate buffel tiende a presentar valores similares a la vegetación nativa del Desierto Sonorense o incluso en algunos casos la productividad es significativamente inferior a la de las áreas naturales. Estos resultados ponen en duda la rentabilidad de la conversión de comunidades naturales a praderas de buffel como mejora a la productividad ganadera en la región, considerando que la productividad de este pasto no es tan elevada como se suponía y que además puede acarrear otros problemas para el ecosistema.

II. INTRODUCCIÓN

Los seres humanos, desde el inicio de sus sociedades, han modificado drásticamente su entorno conforme a sus necesidades. El rápido crecimiento demográfico en los últimos tiempos ha propiciado un mayor cambio en la estructura normal de los ecosistemas, debido a la conversión de la cobertura vegetal, la degradación del suelo y la intensificación del uso del mismo (Lambin, 1997).

La economía en México se ha basado en la extracción de recursos naturales y particularmente en ecosistemas áridos como el del Desierto Sonorense, esta extracción de recursos ha sido principalmente con fines agropecuarios. La ganadería, principalmente bovina, es una de las principales razones para el cambio de uso de suelo en el Noroeste de México (Lara et al., 2007).

En el estado de Sonora es una de las actividades productivas más importantes y con más tradición, destinando aproximadamente el 83% de la superficie total del estado para dicha actividad (López et al., 2010).

Pese a la gran importancia de la ganadería, las condiciones climáticas del estado (bajas precipitaciones y largos periodos de sequía) han frenado en gran medida el desarrollo de la ganadería extensiva en la entidad, debido a la poca disponibilidad de forraje para el ganado (López et al., 2010; Denogean et al., 2012; Camou-Healy, 1998).

Los pastos nativos son de buena calidad y poseen un alto valor proteínico, pero su densidad por hectárea es baja y no es suficiente para satisfacer la alta demanda de ganado en la entidad (Camou-Healy, 1998). Ante los problemas económicos que la baja calidad de los agostaderos representa para la actividad ganadera, en la década de los setentas se otorgaron subsidios en Sonora para la conversión de áreas naturales a pastizales inducidos (Camou-Healy, 1998; Bravo-Peña, 2009). Se sembraron grandes extensiones de suelo con Zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*) un pasto originario del Sur y centro de África, India e Indonesia (Alcalá-Galván, 1995), por suponer una mejora en la productividad de forraje (Camou-Healy, 1998). Según estimaciones de Búrquez y Martínez-Yrizar (2006) en Sonora existen aproximadamente 1.6 millones de hectáreas convertidas a praderas de zacate buffel.

Dicha especie se caracteriza por ser un pasto perenne y poseer una gran resistencia contra la sequía, además de tener la capacidad de crecer densa y rápidamente después de las primeras lluvias de verano del Desierto Sonorense (Ward et al., 2006).

A pesar de la gran productividad que se dice tiene el zacate buffel, se estima que únicamente el 18% de las praderas sembradas con esta especie pueden considerarse como exitosas, mientras que el resto han fallado en su establecimiento o presentan una baja densidad (Castellanos-Villegas et al., 2002).

Además, los pastizales inducidos de *C. ciliaris* pueden traer consigo graves impactos sobre el ecosistema, tales como pérdida de fertilidad del suelo, cambios en las tasas normales de evapotranspiración (Castellanos-Villegas et al., 2002), cambios en el régimen del fuego (Yetman y Búrquez, 1994; Williams y Baruch, 2000) y cambios en la vegetación dominante y disminución de la diversidad (Saucedo-Monarque et al., 1997), lo cual puede resultar en una disminución de la productividad forrajera (Williams y Baruch, 2000; Perramond, 2001) provocando pérdidas económicas en la actividad ganadera (Bravo-Peña, 2009).

El objetivo principal de este trabajo ha sido el de analizar los impactos del cambio de uso de suelo por apertura de praderas de zacate buffel en las regiones prioritarias para la conservación de Sierra Libre y San Javier-Tepoca, contrastando la productividad y fenología de las praderas cultivadas con las de vegetación nativa árida y semiárida de la zona, con base en técnicas de percepción remota. Estas regiones son de alta importancia para la conservación por ser ecosistemas de transición donde convergen especies neotropicales y boreales. Además en ambas regiones se han reportado serios problemas por ganadería extensiva, sobrepastoreo y desmonte para la introducción de praderas de buffel (Arriaga et al., 2000).

III. ANTECEDENTES

III. 1. Cambio de Uso de Suelo

Conforme las sociedades se han desarrollado, los seres humanos han modificado drásticamente su entorno de acuerdo a sus propias necesidades, haciendo uso, muchas veces excesivo, de los recursos naturales. Para esto se han transformado gran cantidad de hectáreas de vegetación natural para ser utilizadas en algún tipo de actividad productiva que traiga beneficios a la población, tales como áreas de cultivo, granjas acuícolas, zonas urbanas y de uso pecuario. La mayoría de los cambios en ecosistemas terrestres por acción humana se da por la conversión de la cobertura vegetal, la degradación del suelo y la intensificación del uso del mismo (Lambin, 1997).

Hasta el año 1995 únicamente el 10% de la superficie terrestre global se encontraba en un estado completamente natural y solo el 4% bajo algún tipo de protección en reservas naturales (Forman, 1995).

En nuestro país, el desarrollo económico se ha basado en la extracción, a veces desmedida de los recursos naturales y a pesar de contar con una gran biodiversidad también cuenta con una gran pérdida de vegetación teniendo una de las tasas de deforestación más altas del planeta (Masera, 1996). Particularmente los ecosistemas áridos y semiáridos de México sufren una continua fragmentación con fines agropecuarios (Montaño-Arias et al., 2006).

III. 2. Ganadería en el Estado de Sonora

La ganadería, principalmente bovina, es una de las principales razones para el cambio de uso de suelo en el Noroeste de México (Lara et al., 2007), modificando enormemente la cobertura (Bravo y Castellanos-Villegas, 2013). Esta actividad productiva se estableció en Sonora con la llegada de los misioneros jesuitas en 1591, quienes enseñaron a los indígenas del territorio sonorense a manejar el ganado (INEGI, 2007). La ubicación geográfica del estado, es decir, su cercanía a los Estados Unidos ha influido enormemente en sus actividades económicas, siempre ligadas a la economía del vecino país (Lara et al., 2007). Tal es el caso de la

ganadería, con la cual se ha exportado gran cantidad de ganado bovino de Sonora a Estados Unidos desde finales del siglo XIX (INEGI, 2007).

La ganadería se reconoce como una de las actividades económicas con más impacto sobre la cubierta vegetal (Castellanos-Villegas et al., 2010), influyendo significativamente en su desarrollo ya sea en cuanto a fenología o en productividad primaria. Dichos cambios pueden afectar las funciones normales del ecosistema reflejándose en una disminución en los bienes y servicios proporcionados por el mismo (Bradley y Mustard, 2008). Según el VIII censo agrícola, ganadero y forestal 2007, la mayor parte de la superficie desmontada en Sonora es con fines ganaderos (INEGI, 2007).

Sonora es uno de los estados más importantes a nivel nacional en cuanto a exportación y producción ganadera (Perramond, 2001; López et al., 2010), ocupando el quinto lugar en cuanto a existencia de cabezas de ganado (Tabla I) con el 5.8% del total nacional (INEGI, 2007; Denogean et al., 2012), pero según su uso ocupa el segundo lugar en cuanto a producción de carne específicamente y el quinto en animales de engorda (INEGI, 2007).

Tabla I. Existencias de ganado bovino por principales entidades productoras. Fuente: INEGI, 2007.

Entidad	Existencia (cabezas de ganado)
Estados Unidos Mexicanos	23 316 942
Veracruz de Ignacio de la Llave	2 454 171
Jalisco	1 931 546
Chihuahua	1 708 887
Chiapas	1 406 419
Sonora	1 351 642
Durango	1 232 525
Tamaulipas	1 054 832
Michoacán de Ocampo	1 004 565
Resto de entidades	11 172 355

Desde mediados del siglo XX esta actividad ha presentado una intensificación productiva muy acelerada. La producción del ganado bovino en Sonora es con base en dos sistemas de producción (López et al., 2009; Castellanos et al., 2010): el extensivo, donde la producción de ganado en pie se da en agostaderos (más del 80% de la superficie estatal) para su exportación a los Estados Unidos y el intensivo, donde el ganado se encuentra confinado utilizando tecnologías avanzadas sobre genética y nutrición (López et al., 2010; Bravo et al., 2010). Además debido a las exigencias de Estados Unidos, se han introducido nuevas razas de ganado “fino” de origen europeo, entre ellas Hereford, Angus, Brangus y Charolais (INEGI, 2007), lo cual ha propiciado una intensificación de la ganadería y una mayor exportación (Camou-Healy, 1998; Perramond, 2001; INEGI, 2007; Bravo et al., 2010).

A pesar de la gran importancia que tiene la ganadería en el estado de Sonora, sus condiciones climáticas, entre ellas sus bajas precipitaciones, altas temperaturas y largos periodos de sequía, limitan en gran medida la cantidad de forraje disponible para el ganado (Camou-Healy, 1998; López et al., 2010; Denogean et al., 2012). Debido a esto algunos productores se han enfocado en la introducción de especies de pastos exóticos más resistentes, principalmente *Cenchrus ciliaris* mejor conocido como zacate buffel. De igual forma la propia importación de nuevas razas de ganado, ha propiciado un mayor cambio en los agostaderos, convirtiendo las áreas de vegetación nativa a pastizales inducidos (Camou-Healy, 1998; INEGI, 2007; Bravo y Castellanos., 2013) ya que en comparación con el ganado criollo, las razas europeas (adaptadas a climas más fríos) necesitan una mayor cantidad de pasto en una menor superficie debido a que el intenso calor en Sonora les haría muy difícil su desplazamiento entre los potreros en busca de alimento (Camou-Healy, 1998).

En el estado de Sonora, más de la mitad (51.5%) de la existencia de ganado bovino se encuentra distribuido en 15 municipios, principalmente en el centro y sur del estado (Figura 1) (INEGI, 2007).

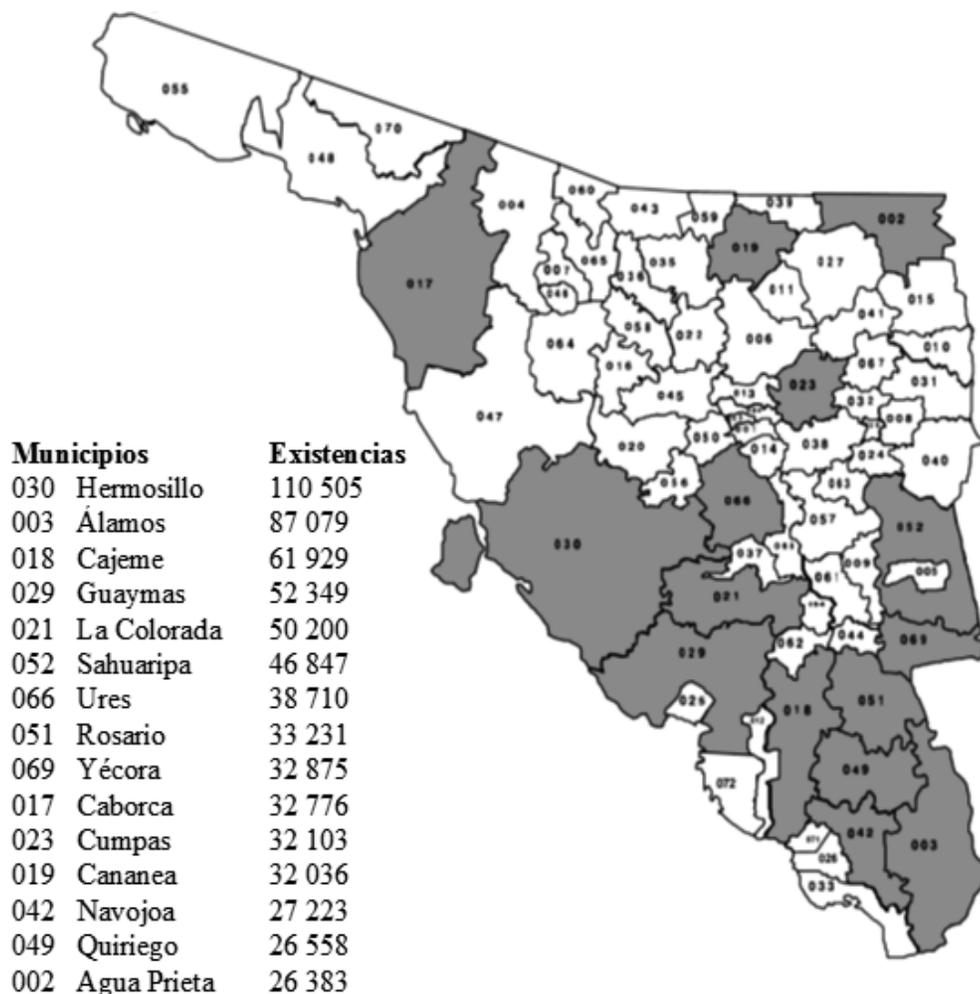


Figura 1. Distribución geográfica de los municipios sonorenses con mayores existencias de ganado bovino. Fuente: INEGI, 2007.

III. 3. Pastizales Inducidos en México

En las últimas décadas se ha perdido una gran cantidad de hectáreas de vegetación natural para su conversión en pastizales exóticos en las regiones áridas del Norte de México (Jurado et al., 1999; Franklin et al., 2006; Bravo et al., 2010; Molina-Guerra et al., 2013). La conversión de matorrales espinosos y selvas bajas caducifolias en pastizales inducidos ha significado la sustitución de millones de hectáreas de vegetación natural (Castellanos et al., 2002). Esta acción se ha dado principalmente para la cría de ganado bovino, la cual ha cambiado en las últimas décadas su manejo tradicional en agostaderos naturales por métodos más intensivos

(Perramond, 2001; Bravo-Peña et al., 2010; Castellanos et al., 2010) que requieren mayormente de pastizales inducidos debido a su supuesta mayor productividad.

En la década de los setenta se promovió la pecuarización en México debido a la gran demanda de carne en los Estados Unidos, realizando una gran cantidad de inversiones a la ganadería de bovinos y haciendo desmontes en selvas y matorrales para la introducción de pastos no nativos (Camou-Healy, 1998; Bravo-Peña et al., 2010).

III. 4. Plantas Invasoras

Uno de los grandes cambios causados al ambiente es la introducción de especies no nativas a determinadas regiones con fines principalmente económicos. La introducción de especies es un caso muy común en diferentes ecosistemas del planeta, siendo a menudo plantas originarias de regiones muy distantes (Chaneton et al. 2002). Esta redistribución de especies a causa de los seres humanos, ya sea accidental o intencionalmente va siempre en aumento cruzando barreras geográficas que de forma natural hubiera sido imposible de cruzar. Una de las mayores consecuencias de esta redistribución es el incremento de especies invasoras (Mack et al., 2000). De dichas especies introducidas (exóticas), aproximadamente una décima parte puede llegar a sobrevivir en el nuevo ambiente y dejar descendencia en el lugar colonizado sin intervención humana (naturalizadas), de estas últimas aproximadamente un 10% pueden tener una capacidad de propagación muy superior a la de las especies nativas llegando a causar serias alteraciones en su nuevo ambiente (Mack et al., 2000; Castro-Díez et al., 2004). Según Richardson y Pyšek (2006), son un subconjunto de las especies naturalizadas que son capaces de producir descendencia reproductiva en grandes cantidades a largas distancias de la planta madre, por lo tanto pueden llegar a propagarse en una gran superficie. Estas especies vegetales pueden invadir con facilidad zonas antropogénicamente perturbadas como los bordes de caminos, las áreas dedicadas a la agricultura y las zonas con intenso pastoreo de ganado (Keeley et al., 2003).

Las plantas intencionalmente introducidas poseen rasgos que pueden ser benéficos para actividades económicas como la ganadería, como son: un rápido crecimiento, gran rendimiento reproductivo, reproducción en un amplio rango de hábitats y gran plasticidad. Estas características son a su vez las causantes de un mayor poder de invasión de las especies,

como es el caso del zacate buffel, *C. ciliaris* (Arriaga et al., 2004; Marshall et al., 2012). Dicha invasión puede traer consigo grandes problemas ecológicos causando una pérdida de la diversidad de plantas nativas (Lonsdale, 1999; Davis et al., 2000; Keeley et al., 2003; Arriaga et al., 2004).

Así, por ejemplo, Davis et al, 2000 mencionan que “El poder de invasión puede ser cuantificado de diversas formas, tales como la probabilidad de establecimiento y supervivencia de propágulos entrantes, un aumento en la biomasa o el porcentaje de los invasores que se establecieron en el ambiente nuevo en un período determinado de tiempo dada una presión de propágulos definida”.

III. 4.1. Teorías de invasión

Según Lonsdale (1999), existen tres factores principales que determinan la invasión de plantas: los rasgos de la planta introducida, las características del ambiente (grado de perturbación y resistencia a la invasión, la cual depende de las características de las plantas que lo componen) y la cantidad de propágulos entrantes. Richardson y Pyšek (2006) manejan dos términos semejantes para referirse al poder de invasión: uno es la “invasibilidad” la cual es el grado de susceptibilidad de un ambiente a ser invadido y el otro es la “invasividad” que se refiere a la capacidad de la planta de penetrar en un sistema diferente al suyo y establecerse en él satisfactoriamente. Otro factor determinante en una invasión es el tiempo transcurrido desde el inóculo inicial, entre mayor sea el tiempo transcurrido desde la introducción, mayor será la probabilidad de invasión (Richardson y Pyšek, 2006). Algunas de las razones del porqué una especie puede llegar a convertirse en invasora y llegar a tener una dispersión exitosa son: el escape de depredadores o parásitos naturales, la perturbación antropogénica y la disponibilidad de nichos ecológicos (Mack et al., 2000; Shea y Chesson, 2002).

Se han propuesto algunas teorías acerca de la invasión por plantas exóticas. Las perturbaciones en el ambiente, por ejemplo un cambio en el régimen de pastoreos (Lambin et al., 2001) o los incendios, facilitan las invasiones por la eliminación de vegetación potencialmente competidora propiciando un aumento en la disponibilidad de microambientes o nichos (Hobbs y Huenneke, 1993; Shea y Chesson, 2002). Burke y Grime (1996) concluyeron también en que una comunidad vegetal tendrá mayores posibilidades de ser

invasión si presenta una perturbación relativamente intensa, además de una adición de nutrientes al suelo.

Para Davis y colaboradores (2000), todas estas teorías se pueden unificar al decir que una comunidad vegetal es susceptible a invasión cuando hay un incremento en la cantidad de recursos no utilizados y una baja competencia de las especies nativas. El incremento en los recursos no utilizados podrá estar dado por una baja en la demanda de recursos por parte de las plantas nativas o por una adición de recursos más rápida de lo que dichas plantas pueden aprovechar, resultando en una correlación inversa entre la competencia y la cantidad de recursos no utilizados.

III. 5. Generalidades de *Cenchrus ciliaris*

El zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*) es un pasto perenne originario de África que crece muy bien en los ecosistemas desérticos debido a su gran capacidad para aprovechar las lluvias erráticas teniendo una mayor producción (Franklin et al., 2006) además de gran resistencia a la sequía (Castellanos-Villegas et al., 2002; Jackson, 2005).

Es el pasto africano introducido más popular usado para incrementar la capacidad forrajera en zonas áridas y semiáridas (Williams y Baruch, 2000).

Crece principalmente durante las lluvias del verano (Ward et al., 2006) y puede alcanzar una altura de hasta 150 cm, sus tallos son alargados y con las bases engrosadas, lo que les permite almacenar carbohidratos y poder rebrotar después de largos periodos de sequía (Alcalá-Galván, 1995). Presenta un sistema de raíces fuerte y profundo. Puede reproducirse por semillas en un proceso conocido como apomixis en el cual se produce el embrión sin ser previamente fecundado (Alcalá-Galván, 1995), sus semillas pueden dispersarse a través del viento, agua, animales y humanos (Búrquez et al., 2002) también puede reproducirse por medio de rizomas que son tallos subterráneos que tienen la capacidad de generar nuevos vástagos (Alcalá-Galván, 1995). En la Figura 2 se muestra un dibujo de la especie.

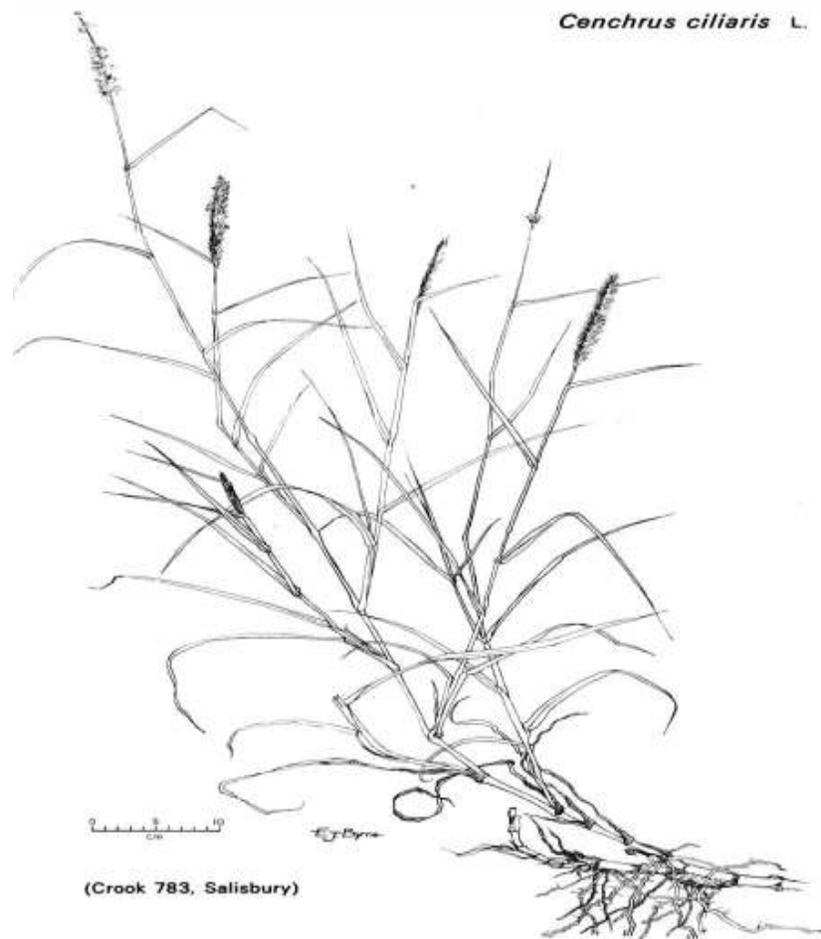


Figura 2. Esquema representativo de *Cenchrus ciliaris*. Fuente: Jardín botánico Viera y Clavijo. <http://www.jardincanario.org/-/especie-cenchrus-ciliaris-l->

Tiene preferencia por suelos profundos, bien drenados y con texturas arenosas y francas. Puede colonizar zonas donde la lluvia total sea entre 300 y 600 mm anuales y con una temperatura media entre 18 y 35°C y puede soportar temperaturas mínimas superiores a los 5°C (Ibarra-Flores y Martín-Rivera, 1995).

Se ha dispersado ampliamente en distintas regiones del mundo por acción antropogénica, ya sea intencional o accidental (Alcalá-Galván, 1995). También se ha registrado que presenta la capacidad de dispersarse y colonizar sitios no sembrados adyacentes a las plantaciones (Cox et al., 1988; Brenner y Kanda, 2013).

III. 5.1. Impacto Ecológico de Pastizales Inducidos de *C. ciliaris* en Sonora

Contrariamente al mayor ingreso económico que trajo consigo el desarrollo de la actividad ganadera en el estado de Sonora, vinculado con la introducción de especies “finas” de ganado y grandes y numerosas praderas de zacate buffel pensadas para incrementar la capacidad de carga de los agostaderos utilizándolos como forraje; han traído también grandes impactos ambientales que han llevado a una gran modificación estructural de la cubierta vegetal a sabanas, que podría influir en el funcionamiento normal del ecosistema y amenazar la viabilidad de la ganadería (Bravo et al., 2010). Entre sus implicaciones se encuentran los cambios en el régimen del fuego (Williams y Baruch, 2000; Castellanos-Villegas et al., 2002), la erosión y pérdida de fertilidad del suelo (Castellanos-Villegas et al., 2002), disminuciones en la producción forrajera (Williams y Baruch, 2000; Perramond, 2001), posible incremento en las tasas de evapotranspiración, modificaciones microclimáticas, (Castellanos et al., 2002), así como el cambio de la vegetación dominante y disminución de la diversidad (Saucedo-Monarque et al., 1997).

En el centro de Sonora, donde el 80% de las praderas introducidas tiene una baja productividad, la eliminación de la vegetación natural ha favorecido la pérdida de hasta el 90% de las especies nativas (Saucedo-Monarque et al., 1997), el incremento de la erosión y la pérdida de nutrientes del suelo como carbono, fósforo y nitrógeno, esenciales para mantener la cobertura vegetal e indirectamente, el ciclo hidrológico (Castellanos-Villegas et al., 2002). Dado que en los ecosistemas áridos y semiáridos existe una fuerte relación entre la precipitación y la productividad primaria de la vegetación, la disminución de las lluvias traería consigo un decremento en la cubierta vegetal lo que a su vez implicaría grandes consecuencias a la productividad del ganado debido a la escasez de alimento, reflejado en la disminución de su fertilidad, enfermedades y pérdida de peso. Estos factores acarrearían problemas en la venta local y la exportación de productos ganaderos, afectando enormemente a la economía del estado de Sonora (Bravo-Peña, 2009).

Para la conversión a pastizales de buffel es necesario realizar un desmonte por medio de Bulldozer (Yetman y Búrquez, 1994). Dicha acción conlleva en sí un grave impacto en el ecosistema al remover una gran cantidad de vegetación nativa. Como una medida para aminorar el daño por desmonte, el gobierno ha sugerido dejar algunos árboles,

aproximadamente el 20%, y mantener las zonas cercanas a arroyos lo más intactas posible (Búrquez et al., 1996; Yetman y Búrquez, 1994). Sin embargo, se siguen realizando desmontes no selectivos para la siembra de buffel (Castellanos-Villegas et al., 2010; Gobierno del Estado de Sonora, 2012).

III. 5.2. Invasión por Buffel

En zonas áridas donde el principal recurso limitante es el agua, es lógico suponer que la germinación y el crecimiento de una planta estarán influenciados por los pulsos de lluvia. Para el caso del zacate buffel, los patrones de precipitación en el verano son los responsables de la emergencia de nuevas plántulas (Cox et al., 1988; Ward et al., 2006).

Cenchrus ciliaris es generalmente encontrado en la orilla de caminos y carreteras, junto a arroyos y en áreas donde se haya removido la vegetación nativa o algún otro tipo de perturbación, en zonas adyacentes a donde fue sembrado originalmente. McIvor en el 2000 encontró que el buffel no invadía lugares con una gran densidad de pastos nativos, sin embargo, después de un largo periodo de sequía, donde los pastos nativos se vieron afectados aumentó la densidad de buffel en estas zonas.

Los resultados obtenidos por McIvor (2003) indican que el zacate buffel posee una tendencia a colonizar lugares en los que exista poca vegetación que pudieran representar una competencia potencial.

III. 5.3. Estado Actual de la Presencia de Zacate Buffel en Sonora.

El zacate buffel fue primero introducido a Texas con la finalidad de producir una mayor cantidad de alimento para el ganado y así producir más carne, además como un control de la erosión del suelo (Castellanos-Villegas et al., 2002). Posteriormente se introdujo a México en el estado de Nuevo León (Johnson y Navarro, 1992). Al principio de la década de los setenta se experimentó con la introducción de este pasto en el estado de Sonora, obteniendo resultados favorables para la ganadería, logrando así triplicar e incluso cuadruplicar la capacidad de los agostaderos (Camou-Healy, 1998). De esta manera en los años posteriores fue cultivado

masivamente a través de subsidios otorgados por el gobierno (Búrquez y Martínez-Yrizar, 2006; Franklin et al., 2006; Bravo et al., 2010).

Durante el periodo de 1996-2006 la Alianza para el Campo (ALCAMPO) habilitó 210,298 ha de praderas en el estado, superficie equivalente al 7% de la superficie de praderas financiadas a nivel nacional. De esta superficie, ALCAMPO otorgó recursos para el desmonte de 116,845 ha cubiertas con vegetación natural y para la rehabilitación de praderas realizando un nuevo desmonte en 93,453 ha de praderas en mal estado. Durante el periodo 2006-2010 se registró un total de 255,071 ha de desmonte para apertura de nuevas praderas, de las cuales el 15.84% fue financiado por ALCAMPO (Bravo- Peña, 2009).

Búrquez y Martínez-Yrizar (2006) estimaron que existen aproximadamente 1.6 millones de hectáreas desmontadas y sembradas con *C. ciliaris* en el estado de Sonora. En el año 2012 el gobierno del estado de Sonora apoyó el establecimiento de 785 ha de nuevas praderas de zacate buffel (Gobierno del Estado de Sonora, 2012).

La justificación de la entrega de subsidios gubernamentales para la apertura de praderas de buffel es que se cree que el buffel eleva la productividad de los ranchos ganaderos, pero la mayoría de las nuevas praderas son poco productivas. Del total de hectáreas desmontadas para la inducción de praderas de *C. ciliaris* solo el 18.5% pueden considerarse como “exitosas” y de éstas únicamente el 22% presentan valores altos de densidad (Castellanos-Villegas et al., 2002) y seguramente productividad. La productividad del buffel por hectárea varía mucho entre praderas sembradas, lo cual puede indicar que su éxito es más dependiente de condiciones meteorológicas como precipitación y temperatura y factores ecológicos y del suelo (Franklin et al., 2006, Castellanos-Villegas et al., 2002; Bravo et al., 2010; Bravo y Castellanos-Villegas, 2013), así como a cuestiones más específicas del sitio tales como manejo o edad de la pradera.

III. 6. Uso de Técnicas de Percepción Remota para el Estudio de la Cubierta Vegetal

La percepción remota es un conjunto de herramientas y técnicas que nos brindan información acerca de lo que se encuentra sobre la superficie terrestre adquirida por medio de sensores

ópticos en aviones o satélites, sin estar en contacto directo con el objeto de interés (Schowengerdt, 2007).

Existen diferentes sensores satelitales con diversos objetivos de estudio. Uno de ellos es el sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) el cual está diseñado para proporcionar información sobre la dinámica en la biosfera terrestre (Running et al., 1994) estos datos facilitan el monitoreo del suelo y su vegetación, el océano y la atmósfera (Justice et al., 1998).

Entre la información brindada por MODIS se encuentran dos índices de vegetación, los cuales tienen la capacidad de monitorear la actividad fotosintética de la vegetación global para poder realizar comparaciones espaciales y temporales de la misma (Huete et al., 2002). Estos dos índices son: NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) y EVI (Enhanced Vegetation Index), los cuales son ampliamente utilizados para la diferenciación de la cubierta vegetal pero presentan diferencias en cuanto a su sensibilidad. NDVI es más sensible a la clorofila presente, mientras que EVI presenta una mayor sensibilidad en cuanto a la estructura y tipo del dosel, fisionomía de la planta y al índice de área foliar (Gao et al., 2000). Gracias a esta información es posible determinar la fenología de la cubierta vegetal en una zona ya que es posible conocer una fecha aproximada en la que la vegetación comienza a elevar su actividad fotosintética (Zhang et al., 2003), la fecha y el valor máximo de ésta, así como el decremento de esta actividad.

Se han realizado estudios enfocados a análisis de vegetación en diversas regiones del planeta utilizando información satelital. Meneses-Tovar (2011) realizó una comparación entre los valores de NDVI registrados del 2000 al 2005 en los diferentes ecosistemas de México, basándose en el Inventario Nacional Forestal. Encontró que los ecosistemas de bosque tropical (altos y medianos) y los bosques mesófilos presentaron los valores más altos de NDVI, mientras que los desiertos presentaron los valores de NDVI menores, seguidos de los pastizales y los matorrales.

Bradley y Mustard en el 2008 realizaron un mapa de clasificación de cobertura de suelo en The Great Basin, USA, con base en series de tiempo de NDVI de 10 años del sensor AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) determinando diferencias entre las medias fenológicas, para esto utilizaron pixeles de entrenamiento los cuales procuraron que se trataran de puntos con clases de vegetación lo más puras posibles y alejadas de zonas de

transición. Estos píxeles sirvieron como base para la clasificación del resto de la cuenca utilizando un árbol de decisión basado en la fenología anual e inter anual de cada píxel de la cuenca, clasificándolos según su semejanza a los píxeles de entrenamiento. Se obtuvo un mapa de clasificación regional para la cuenca más preciso que aquellos previamente realizados a escala nacional o global.

III. 6.1. Estudios de *C. ciliaris* por Medio de Percepción Remota

En cuanto a la cobertura de *C. ciliaris* se han elaborado algunos estudios, unos encaminados a cuantificar la extensión de superficie sembrada con este pasto, mientras que otros han intentado determinar la invasión del buffel ya sea en fases tempranas o tardías.

En un estudio llevado a cabo en las planicies centrales del desierto sonorense, Franklin et al. en el 2006 encontraron que las praderas inducidas de zacate buffel presentaron valores de NDVI menores o iguales que los sitios no convertidos en praderas, además estimaron que aproximadamente el 8% de la zona de estudio se había convertido a pradera inducida de este pasto.

En el 2010 Franklin y Molina-Freaner reportaron que la conversión del suelo a praderas de buffel repercutía en un decremento en los valores de NDVI con respecto a la vegetación natural, observaron valores muy variados en la cobertura de buffel, lo cual refleja la variabilidad del éxito de las praderas inducidas de buffel. Encontraron una mayor densidad de *C. ciliaris* en zonas con mayor precipitación media anual, además de una relación positiva entre la riqueza de especies y los valores de NDVI tanto para las áreas naturales como en las praderas de buffel.

Bravo-Peña y Castellanos-Villegas (2013) examinaron las diferencias entre los valores de NDVI de 25 años (1982-2006) en cuatro tipos de cobertura vegetal diferentes (Matorral subtropical, selva baja caducifolia, bosque de pino-encino y pastizal inducido de buffel), encontrando los valores medios máximos de NDVI en el bosque de pino encino, seguido de la selva baja caducifolia, el matorral subtropical y por último el pastizal inducido. Además encontraron que a lo largo de los 25 años analizados los valores de NDVI en primavera para los 4 tipos de cobertura de interés disminuyeron progresivamente, lo cual se ajusta a las

predicciones de cambio climático sobre una menor cantidad de precipitación y a los datos históricos que registran una mayor temperatura durante estos meses lo cual puede desencadenar un mayor estrés hídrico en las plantas.

IV. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cómo se han visto afectados los factores ecológicos de productividad y fenología con la introducción de *Cenchrus ciliaris* en las regiones prioritarias para la conservación de Sierra Libre y San Javier-Tepoca?

V. HIPÓTESIS

A pesar de la importancia de *C. ciliaris* para la ganadería, la remoción de vegetación natural para la siembra de este pasto resulta en serios cambios en el ecosistema, por lo que se espera que en las praderas inducidas de zacate buffel se vean afectados factores como la productividad vegetal y la fenología, presentando variaciones que puedan ser detectadas por medio de herramientas de percepción remota.

VI. OBJETIVOS

VI.1. Objetivo General

Evaluar los efectos de la introducción de zacate buffel en la productividad y fenología en dos regiones prioritarias para la conservación en Sonora.

VI.2. Objetivos Particulares

Comparar las diferencias fenológicas entre tratamientos con diferentes grados de invasión (Pradera de buffel, buffer y vegetación natural) por medio de percepción remota.

Comparar las diferencias fenológicas entre los sitios de estudio en la región de Sierra Libre y la de San Javier-Tepoca del año 2000 al 2011.

VII. JUSTIFICACIÓN

Pese a los beneficios que ha traído la introducción de *Cenchrus ciliaris* a la actividad ganadera, su presencia puede desencadenar alteraciones ecológicas tanto en las zonas sembradas como en las invadidas, tales como cambios en la estructura de la vegetación o en los procesos ecológicos y funcionales.

Debido a lo anterior, es importante conocer el impacto que ha traído esta especie sobre la productividad y fenología de los ecosistemas áridos y semiáridos de Sierra Libre y San Javier-Tepoca, en caso de un incremento significativo en la superficie que pudiera ser cubierta por este pasto por la apertura de nuevas praderas.

Dada la gran importancia que presentan para la conservación estas regiones, principalmente por su ubicación como una zona de transición entre los ecosistemas áridos y subtropicales, será importante la generación de escenarios de cambio, utilizando la comparación de variables ecológicas entre comunidades naturales y totalmente transformadas a sabanas de buffel.

VIII. METODOLOGÍA

VIII.1. Área de Estudio

El área de estudio comprende dos áreas prioritarias para la conservación de la región centro del estado de Sonora, Sierra Libre y San Javier-Tepoca (Figura 3), así como áreas cercanas a éstas.

La región de la Sierra Libre abarca los municipios de Guaymas, Hermosillo y La Colorada. Posee una superficie de 1,961 km² y tiene un valor para la conservación alto debido a su importancia biogeográfica ya que es el límite norte de algunas especies neotropicales y el sur de algunas especies boreales. De acuerdo al sistema de clasificación de la vegetación de INEGI su vegetación predominante es matorral sarcocaulé en la Sierra Libre y mezquital en la planicie (Figura 3). Por su parte la región de San Javier-Tepoca incluye los municipios de Cajeme, La Colorada, Ónavas, Rosario, Sahuaripa, San Javier, Soyopa, Suaqui Grande y Yécora, presenta una superficie de 3,783 km², su valor para la conservación es alto siendo el límite septentrional de la selva baja caducifolia, además de contar con una gran variedad de tipos de vegetación incluyendo matorral espinoso, selva baja caducifolia y bosque de encino (Figura 3). Ambas regiones se enfrentan a problemas ecológicos producidos por la ganadería extensiva, el sobrepastoreo y la apertura de pastizales inducidos de zacate buffel (Arriaga et al., 2000).

El área de interés abarca un gradiente de precipitaciones de Oeste a Este que va desde los 200 mm anuales hasta los 600 mm (Figura 3). Los sitios de estudio de la región de Sierra Libre tienen un rango de precipitación aproximado de 200 a 400 mm anuales, mientras que los sitios de la región de San Javier Tepoca presentan una precipitación media de 400 a 600 mm anuales.

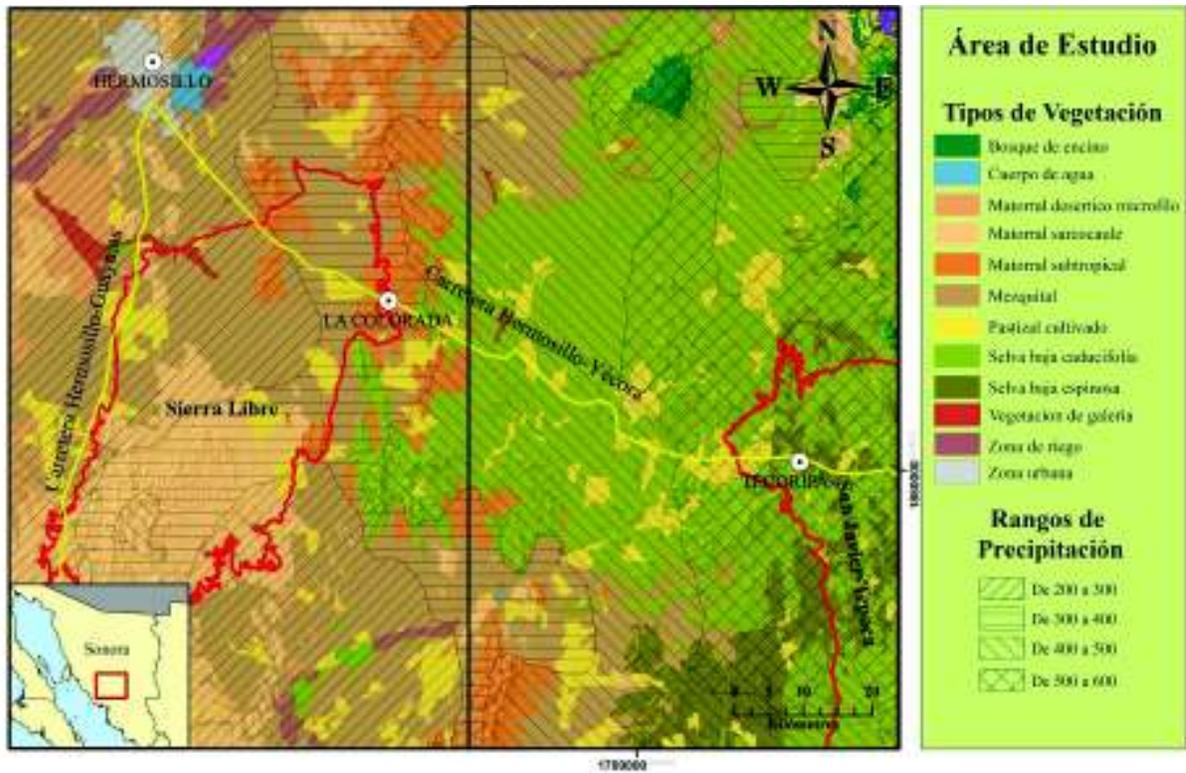


Figura 3. Tipos de vegetación y rangos de precipitación en el área de estudio. Se presentan las regiones prioritarias para la conservación de interés así como los tipos de vegetación y las isoyetas de cada región.

La precipitación se distribuye en dos periodos en el año, muy diferenciados entre sí. El primero ocurre de julio a septiembre y aporta aproximadamente el 70% de la precipitación total (Bravo-Peña, 2009), se trata de fuertes lluvias que en unos pocos minutos pueden descargar varios centímetros de agua (Camou-Healy, 1998). El restante 30% corresponde a las llamadas “equipatas” o lluvias de invierno (noviembre-enero) que aunque en menor proporción son de gran importancia para la productividad vegetal, debido a que precede a un periodo muy seco durante los meses de abril a junio (Figura 4). La productividad en estos meses secos suele ser muy baja, pero si aunado a esto las lluvias de invierno fueron escasas, la productividad es aún menor (Bravo-Peña, 2009).

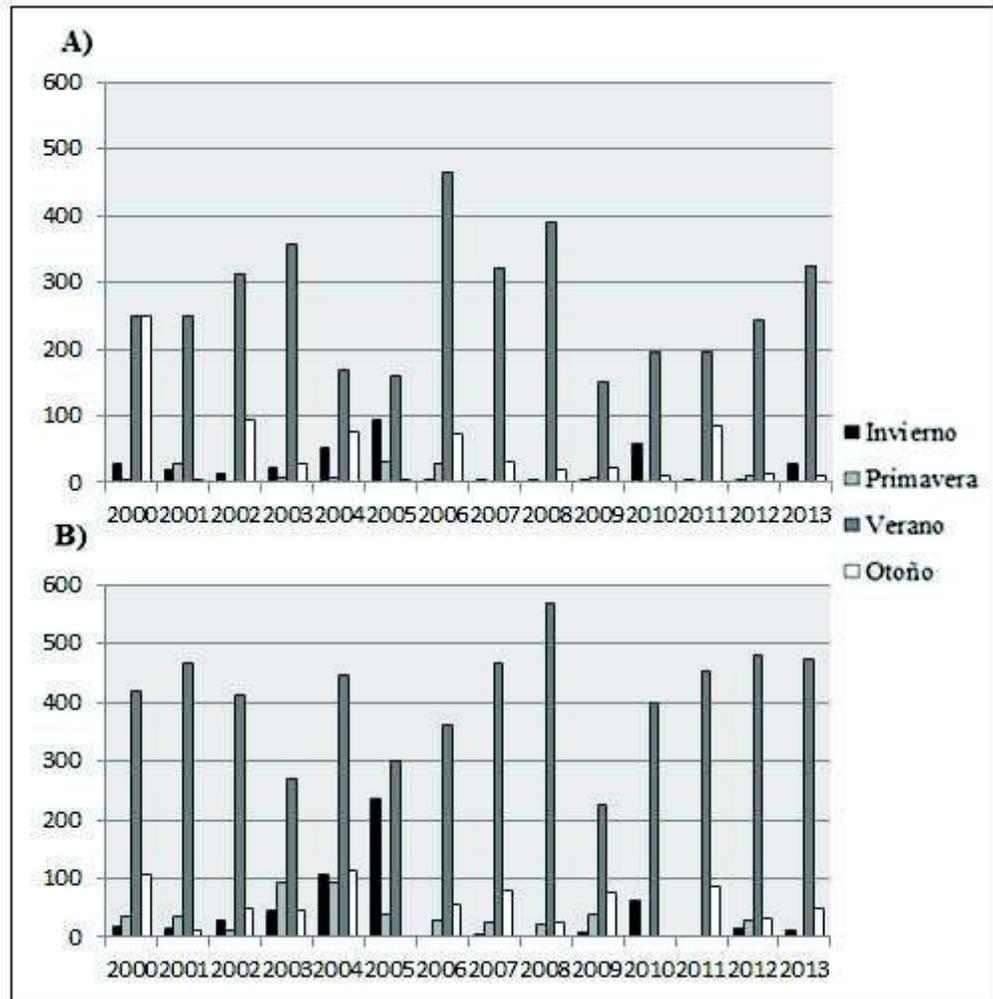


Figura 4. Gráfico de precipitación para las dos regiones prioritarias para la conservación. A) Precipitación en Sierra Libre, tomando como referencia los datos de la estación meteorológica de Hermosillo Norte, B) Precipitación en San Javier-Tepoca tomando como referencia los datos de la estación meteorológica de Tecoripa. Se consideraron los meses de enero a marzo como invierno, de abril a junio como primavera, de julio a septiembre como verano y de octubre a diciembre como lluvias de otoño.

VII.2. Caracterización de la Cubierta Vegetal

Se localizaron y delimitaron posibles praderas de *C. ciliaris* a los costados de las carreteras Hermosillo-Guaymas, Hermosillo-Yécora y Hermosillo-Estación Torres con ayuda de Google Earth, así como de las zonas con vegetación nativa cercanas a las mismas. Se tomó la localización geográfica de las zonas y se confirmó en campo su tipo de vegetación (Pradera inducida de buffel o Vegetación Nativa).

Con el fin de cuantificar la extensión de invasión por zacate buffel, así como la cobertura de otras especies se realizó una serie de relevés en 11 zonas naturales previamente delimitadas, los puntos muestreados se incluyen en la Tabla II.

Tabla II. Localización geográfica de los sitios de muestreo por relevé.

Sitio	Coordenadas
1	28°45'47.002"N, 110°57'58.232"W
2	28°35'42.616"N, 111°1'12.878"W
3	28°24'26.312"N, 111°2'26.912"W
4	28°57'1.717"N, 110°50'44.009"W
5	28°40'8.976"N, 110°43'50.725"W
6	28°50'51.619"N, 110°42'23.371"W
7	28°45'22.133"N, 110°28'16.108"W
8	28°41'16.624"N, 110°16'51.168"W
9	28°37'48.475"N, 110°0'16.614"W
10	28°37'49.57"N, 109°58'33.618"W
11	28°36'52.229"N, 109°54'39.244"W

El método de Relevé consiste en un listado de especies observadas en un sitio, se incluye además una aproximación de la abundancia y cobertura de dichas especies colocándolas en una escala cualitativa u ordinal dependiendo de su porcentaje de cobertura como se muestra en la Tabla III.

Tabla III. Escala de Cobertura-Abundancia vegetal de Braun-Blanquet. Fuente: Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974.

Categoría	Rangos de cobertura
R	Raros
+	Menos del 1% de cobertura
1	Cobertura del 1% al 5%
2	Cobertura del 5% al 25%
3	Cobertura del 25% al 50%
4	Cobertura del 50% al 75%
5	Cobertura mayor del 75%

Para este estudio se utilizó una medida de cuadrante de 20m x 20m para el estrato arbóreo, 10m x 10m para el arbustivo y de 1m x 1m para el estrato herbáceo.

La cobertura vegetal total se estimó basándonos en la fórmula propuesta por Jennings et al. (2009) para la estimación de cobertura del estrato (en este caso total) utilizando las coberturas particulares de las especies (en este caso estratos) presentes en el, la fórmula es la siguiente:

$$C_i = \left[1 - \prod_{j=1}^n \left(1 - \frac{\%cov j}{100} \right) \right] * 100$$

Donde C_i es en este caso el porcentaje de cobertura total y j representa la cobertura de los estratos que lo conforman.

Para facilitar el manejo de los valores de cobertura se utilizó una aproximación de porcentajes de cobertura para la escala de Braun-Blanquet propuesta por Tuxen y Ellenberg (Van der Maarel, 2007), la cual utiliza los porcentajes promedios de cobertura entre el valor mínimo y el máximo para cada categoría (Tabla IV).

Tabla IV. Transformación de la escala de cobertura de Braun-Blanquet utilizando porcentajes de cobertura aproximados de Tuxen-Ellenberg. Fuente: van der Maarel, 2007.

Rangos de Cobertura	Transformación Tuxen-Ellenberg
Raros	0.02
Menos del 1% de cobertura	0.10
Cobertura del 1% al 5%	2.5
Cobertura del 5% al 25%	15
Cobertura del 25% al 50%	37.5
Cobertura del 50% al 75%	62.5
Cobertura mayor del 75%	87.5

VII.3. Percepción Remota

Se delimitaron polígonos de praderas inducidas de zacate buffel y polígonos con vegetación natural cercanos a dichas praderas, en los trayectos Hermosillo-Guaymas, Hermosillo-Yécora y Hermosillo-Estación Torres. Dichos polígonos se corroboraron posteriormente en campo.

Se utilizaron compuestos de NDVI (Índice Diferencial de Vegetación Normalizado) del Sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) del satélite TERRA del año 2000 al 2011 en el área de estudio, los compuestos de NDVI presentan una resolución espacial de 250m y una resolución temporal de 16 días. La información espacial, espectral y temporal de MODIS puede ser de gran utilidad para discriminar distintas clases de cultivos (Warldow et al., 2007). La resolución espacial de 250m por pixel, es útil para el presente estudio y el tamaño no será ningún problema ya que existen praderas de buffel con varios kilómetros de extensión (Bravo-Peña et al., 2009).

El cálculo del NDVI implica el uso de una fórmula sencilla utilizando los valores de dos bandas, una en la región roja del visible y otra en el infrarrojo cercano.

$$NDVI = \frac{R_{IRC-} - R_{RVis}}{R_{IRC+} + R_{RVis}}$$

Donde IRC es la reflectancia espectral de la banda del infrarrojo cercano y RVis representa la reflectancia de la banda roja del visible. Esta fórmula indica la relación entre el valor de reflectancia de estas bandas, entre mayor sea la diferencia de las reflectancias se asume que el vigor de la vegetación estudiada es mayor, por lo que es posible su uso para diferenciar cubiertas vegetales (Soria-Ruiz y Granados-Ramírez, 2005).

Se aplicó una zona de influencia (buffer) de 250 metros alrededor de cada polígono de pradera de buffel utilizando ArcMap. Los polígonos geo-referenciados de praderas y vegetación natural, así como los buffers fueron sobrepuestos a las imágenes con los valores de NDVI y se realizó un recorte de las imágenes tomándolos como referencia. Mediante el software ERDAS se extrajeron los valores por pixel dentro de cada polígono (natural e inducido) y buffer.

Los valores de NDVI extraídos fueron ordenados de acuerdo al formato requerido por el software TIMESAT con el cual se analizaron los datos fenológicos del conjunto de pixeles contenidos dentro de cada polígono de praderas de buffel, buffers y áreas naturales. Con los valores de NDVI, TIMESAT nos arroja una gráfica como la que se muestra en la Figura 5, en la cual se incluyen los parámetros que son determinados, tales como el inicio, final y la duración de la temporada de crecimiento, la amplitud de la misma, la integral menor y la integral mayor, así como una tabla con los valores numéricos de dichos parámetros.

Se utilizó el filtro Savitzky-Golay, el cual sirve para suavizar los datos y reducir el ruido, respetando el área bajo la curva y la posición del pico estacional pero modificando ligeramente el ancho y la altura de la misma (Jönsson y Eklund, 2004; Eklund y Jönsson, 2009). Con este filtro puede modificarse manualmente el ancho de la curva determinando el grado de suavización de los datos, lo cual puede afectar la capacidad para detectar cambios rápidos en la fenología, por lo que se recomienda que en zonas semiáridas, donde la vegetación puede responder rápidamente ante la precipitación, este valor sea menor (Jönsson y Eklund, 2004), con base en esto, para nuestro estudio se utilizó un valor de 2.

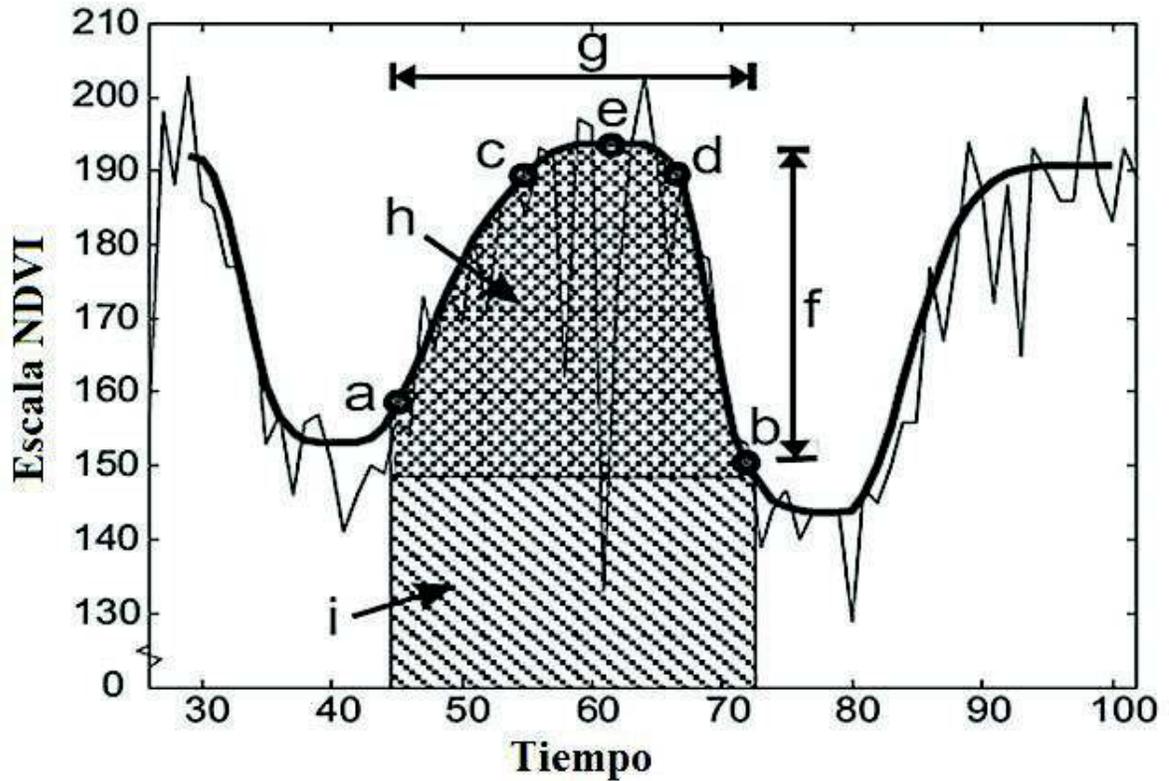


Figura 5. Parámetros analizados por TIMESAT. a) Inicio de la temporada de crecimiento, b) final de la temporada, c) y d) marcan el punto en el tiempo en el cual ha aumentado un 90% de la distancia entre el punto mínimo izquierdo y el derecho, respectivamente, con respecto al punto máximo, e) es el valor máximo, f) amplitud, g) duración de la temporada, h) integral menor, i) integral mayor. Fuente: Jönsson y Eklundh (2004).

De los resultados arrojados por TIMESAT se tomaron en cuenta los valores del inicio de la temporada de crecimiento (se define por el punto en el tiempo en el cual ha transcurrido un cierto porcentaje de la distancia entre el punto mínimo izquierdo y el máximo, por lo general el porcentaje utilizado es de 10%), la duración de la temporada de crecimiento (definida por el tiempo transcurrido entre el punto de inicio y el final de la temporada), la integral menor (muestra el área debajo de la curva hasta el promedio del punto mínimo izquierdo y el derecho, ofreciéndonos un valor que representa la productividad anual de la vegetación fotosintéticamente activa) y la integral mayor (área debajo de la curva hasta el

valor cero, representa la productividad total de la vegetación en el sitio), esto se realizó en cada polígono delimitado para el periodo 2000-2011.

De igual forma se determinaron los mismos parámetros para el año 2013 (año en el que se realizó la caracterización de la cubierta vegetal). Las imágenes utilizadas fueron descargadas de la página de Oak Ridge National Laboratory DAAC (<http://daac.ornl.gov>). Debido a que para el año 2013 hubo una faltante de datos de MODIS de dos imágenes consecutivas de NDVI para todos los sitios de estudio, específicamente para el día 209 y 225, correspondientes al 28 de julio y 13 de agosto respectivamente; se realizó una interpolación de los valores de este índice entre los valores inmediatamente anterior y posterior a los datos faltantes en cada uno de los sitios.

VII.4 Análisis Estadísticos

Para los resultados obtenidos en campo se aplicó el Índice de Sorensen para comparar la similitud de especies entre sitios de muestreo. $IS_s = [2c/(A+B)]*100$, donde C es igual al número de especies compartidas entre ambas comunidades, A es el total de especies de la comunidad 1 y B del número de especies de la comunidad 2. Representa la similitud entre dos comunidades basándose en la presencia-ausencia de las especies (Badii et al., 2008). Supone que los datos de presencia arrojan más información que los datos de ausencia ya que la ausencia puede deberse no solo a la no presencia sino a que simplemente algunas especies no fueron encontradas durante el muestreo (Guisande-González et al., 2006). Para este índice se descartaron los sitios 4 y 7 debido a que no se tenía una identificación completa de las especies compartidas con el resto de los sitios.

Se realizó una correlación de Spearman entre los porcentajes de cobertura de *Cenchrus ciliaris* y la cobertura de cada una de las especies encontradas en los sitios, para determinar si existe una relación ya sea positiva o negativa entre estas coberturas.

Se efectuó además una correlación de Spearman con el fin de integrar los valores obtenidos en campo con la información obtenida por medio de percepción remota de cada uno de los sitios para el año 2013, tomando solamente los valores del pixel donde se realizó el muestreo, además de datos de precipitación de las estaciones meteorológicas de Hermosillo, Punta de Agua y Tecoripa y de esta manera observar de qué forma se relacionan las diferentes

variables que se muestran en la tabla V. Las correlaciones se realizaron en el software estadístico SPSS.

Tabla V. Variables utilizadas para la correlación de Spearman.

Datos de campo	Percepción remota	Estaciones meteorológicas
Cobertura vegetal por estrato	Inicio de la temporada de	Precipitación de verano
Cobertura vegetal total	crecimiento	Precipitación de otoño
Riqueza de especies por estrato vegetal	Duración de la temporada de crecimiento	Precipitación de invierno
Riqueza total de especies	Integral menor	
	Integral mayor	

Se tomó como precipitación de invierno a la lluvia comprendida dentro de los meses de enero a marzo, como primavera de abril a junio, las lluvias de julio a septiembre corresponden a la precipitación de verano, mientras que de octubre a diciembre se consideró como lluvias de otoño. La precipitación de primavera se descartó de este análisis ya que presentó valores nulos o casi nulos en las tres estaciones meteorológicas.

Se separaron los polígonos primero por conjunto de tratamientos, es decir, se parearon los datos de la pradera de buffel (B) y su buffer (BB) así como el polígono de vegetación natural cercano a estos (N). Se tomaron los valores de las variables analizadas (Inicio, duración, integral menor e integral mayor) del periodo 2000-2011 y se compararon entre los tratamientos de cada conjunto con un análisis de varianza (ANOVA) y una prueba de Tukey en el software estadístico JMP, para determinar diferencias entre los tratamientos (Figura 6).

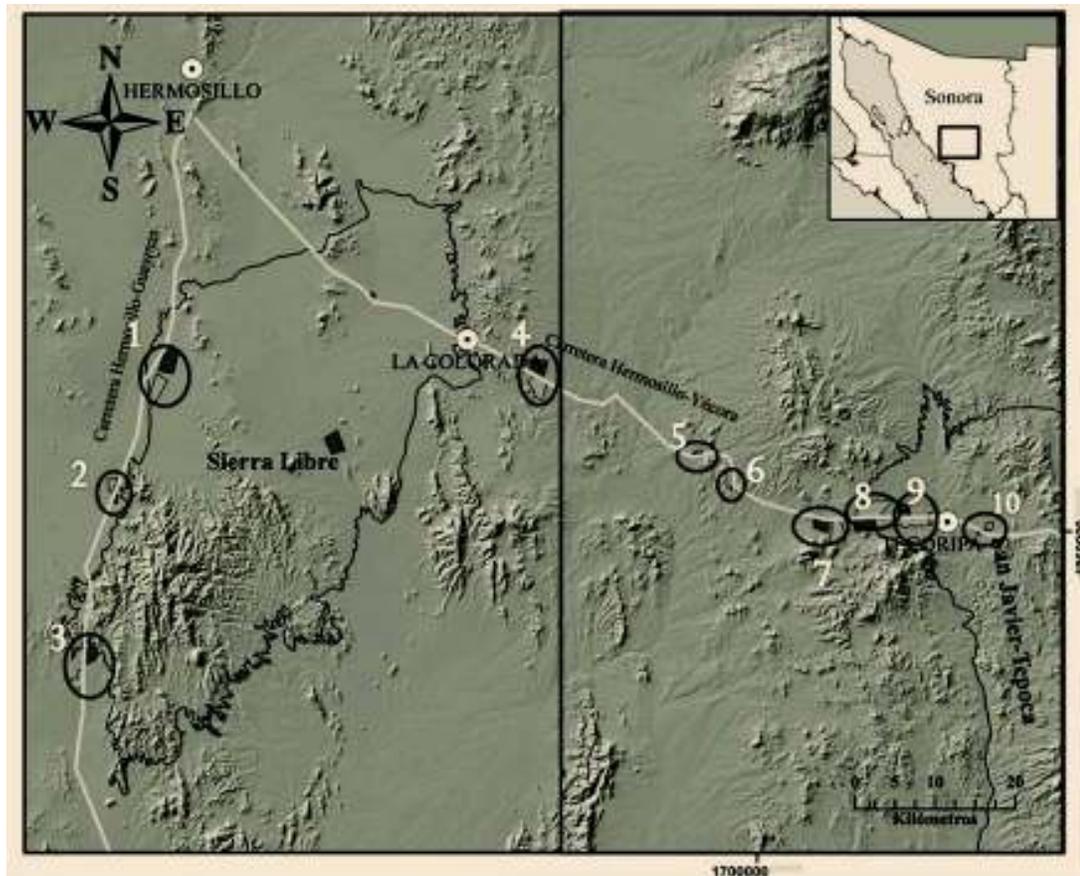


Figura 6. Mapa de conjuntos analizados. En la imagen se muestra la localización de cada uno de los conjuntos, estos se encuentran dentro de un círculo y ennumerados.

Se analizaron también los valores de las variables antes mencionadas y se agruparon en seis tratamientos para separarlos por regiones: praderas de buffel de Sierra Libre (BSL), buffers de Sierra Libre (BBSL) y polígonos naturales de Sierra Libre (NSL), así como, praderas de buffel de San Javier-Tepoca (BSJ), buffers de San Javier Tepoca (BBSJ) y polígonos naturales de San Javier-Tepoca (NSJ). Esto para delimitar diferencias entre regiones en cada una de las variables y en cada año de estudio. Los valores se analizaron primero mediante un ANOVA y aquellas variables y años que presentaron un valor de $p < 0.05$ fueron analizadas por una prueba de Tukey en JMP.

La realización de ambas comparaciones nos proporciona una idea más clara de si las diferencias entre los tratamientos se ven más relacionadas con las condiciones de las regiones

terrestres prioritarias de interés o se relacionan más a factores de menor escala tales como el tipo de manejo de la pradera de buffel, extensión o edad de la misma.

Se calcularon los valores promedio de NDVI para cada estación del año de los polígonos de praderas de buffel y de los polígonos de vegetación natural del periodo 2000 al 2011 para la región de Sierra Libre y para la de San Javier Tepoca. Se exploró la relación existente entre los valores de NDVI y las precipitaciones registradas por estación del año en la estación meteorológica más cercana a los sitios estudiados mediante un análisis de regresión. La variabilidad estacional e interanual de la respuesta de NDVI de las praderas de buffel y la vegetación natural de ambas regiones se calculó mediante el coeficiente de variación ($CV = \text{Desviación estándar} / \text{Media}$).

VIII. RESULTADOS

VIII.1 Caracterización de la Cubierta Vegetal

En los 11 sitios muestreados se registraron un total de 85 especies, siendo el estrato arbustivo el que presentó una mayor riqueza con un total de 41 especies, mientras que en los estratos arbóreo y herbáceo se registró un total de 23 y 21 especies respectivamente (Apéndice 1).

La región de San Javier-Tepoca presentó mayor cobertura para todos los estratos (Tabla VI), con un promedio de cobertura total del 88.25% contra un 58.42% en Sierra Libre. Predominó el estrato herbáceo con el 62.5% en San Javier-Tepoca y 38.57% en Sierra Libre, en la cobertura de árboles se registró un 44.37% y 11.42%, los arbustos presentaron el 43.75% y un 24.64% respectivamente. Por su parte la cobertura de buffel presentó un promedio de cobertura de 5.025% en San Javier-Tepoca y 4.68% en Sierra Libre.

Tabla VI. Porcentajes de cobertura por estratos en cada sitio. Se muestra la transformación a porcentaje de cobertura Tuxen-Ellenberg y la estimación de cobertura total de Jennings.

Sitio	Cobertura de árboles	Cobertura de arbustos	Cobertura total de hierbas	Cobertura de únicamente buffel	Cobertura total
1 SL	15 %	15 %	15 %	15 %	39 %
2 SL	2.5 %	15 %	15 %	0 %	30 %
3 SL	15 %	37.5 %	62.5 %	0.10 %	80 %
4 SL	15 %	15 %	62.5 %	15 %	73 %
5 SL	15 %	37.5 %	15 %	0.10 %	55 %
6 SL	15 %	15 %	37.5 %	2.5 %	55 %
7 SL	2.5 %	37.5 %	62.5 %	0.10 %	77 %
8 SJ	62.5 %	37.5 %	62.5 %	15 %	91 %
9 SJ	15 %	37.5 %	62.5 %	2.5 %	80 %
10 SJ	62.5 %	37.5 %	37.5 %	0.10 %	85 %
11 SJ	37.5 %	62.5 %	87.5 %	2.5 %	97 %

Las especies que registraron mayor cobertura por estrato fueron *Olneya tesota*, en el estrato arbóreo, presentando un promedio de cobertura en los sitios del 9.46%. *Mimosa laxiflora* registró la cobertura más alta en el estrato arbustivo con un 9.74%, mientras que la especie que registro la mayor cobertura en el estrato herbáceo fue *Bouteloua sp.* con un 35.83% de

cobertura en promedio (Apéndice 1). En el análisis del índice de Sorensen se encontró que los sitios que presentaron una similitud menor se encontraban en diferente región (Sierra Libre o San Javier-Tepoca) (Tabla VII).

Tabla VII. Matriz de similitud de Sorensen entre sitios. Se muestra el número del relevé seguido de la región terrestre prioritaria a la que pertenece (Sierra Libre o San Javier-Tepoca). Aquellos valores marcados con * son los 3 valores que presentaron una menor similitud, mientras que los marcados con** presentaron la mayor similitud.

Sitio	1 SL	2 SL	3 SL	5 SL	6 SL	8 SJ	9 SJ	10 SJ
2 SL	55.17							
3 SL	41.03	60.87**						
5 SL	33.33	37.84	38.30					
6 SL	57.14	51.43	44.44	44.44				
8 SJ	22.86*	38.10	46.15	32.56	34.15			
9 SJ	33.33	51.16	52.83	40.91	38.10	32.65		
10 SJ	20.51*	26.09*	42.86	38.30	26.67	61.54**	37.74	
11 SJ	28.57	48.98	61.02**	44.00	41.67	43.64	57.14	44.07

Para la correlación de Spearman entre las coberturas del zacate buffel y el resto de las especies encontradas encada sitio, se encontró que el buffel presenta una correlación positiva bastante fuerte con *Parkinsonia microphylla*, entre otras (Apéndice 2).

En cuanto al análisis de correlación entre las variables para el año 2013 se encontró que la integral menor está correlacionada positivamente con la cobertura total, la cobertura de árboles, la de arbustos y la de hierbas. Por su parte la integral mayor se relaciona positivamente solo con la cobertura total y la cobertura de árboles y no con el resto de las coberturas. Se observó que la precipitación de otoño está estrechamente correlacionada con la cobertura total, la cobertura de arbustos, la integral menor y la integral mayor (Apéndice 3).

VIII.2 Percepción Remota

VIII.2.1 Comparación entre tratamientos por conjunto

Se estudiaron un total de 10 conjuntos de tratamientos en los cuales no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos para las variables de inicio y duración de la temporada de crecimiento ($p > 0.05$).

En cuanto a la integral menor se observó que en uno de los conjuntos la pradera de buffel presentó valores más altos en comparación a la integral menor del buffer y la vegetación natural (Figura 7), en dos de los conjuntos la vegetación natural fue estadísticamente superior que la pradera de buffel, mientras el buffer no presentó diferencia con los otros tratamientos (Figura 8). En el resto de los conjuntos no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos (Tabla VIII).

Tabla VIII. Valores de la integral menor para los tratamientos de cada conjunto. Se presenta la media de todos los años de los tratamientos de cada conjunto, entre paréntesis se muestra el error estándar, en la columna del p-valor se marcan con un asterisco aquellos conjuntos que presentaron diferencia entre sus tratamientos con un valor de $p < 0.05$. En la última columna se muestran los resultados de la prueba de Tukey para aquellos conjuntos que presentaron diferencias entre tratamientos, la letra B representa a las praderas de buffel, BB representa al buffer y N a la vegetación natural, las letras debajo de éstas indican las agrupaciones resultantes de la prueba de Tukey, los tratamientos no unidos por la misma letra son significativamente distintos.

Conjunto	Pradera de Buffel	Buffer	Vegetación Natural	p-valor	Prueba de Tukey
1	1.3809 (0.1056)	1.3236 (0.1056)	1.0438 (0.1056)	0.0683	
2	1.7759 (0.1761)	1.6133 (0.1761)	1.3968 (0.1761)	0.3177	
3	1.4101 (0.1633)	1.1236 (0.1633)	1.5801 (0.1633)	0.1520	
4	2.9675 (0.1765)	2.8354 (0.1765)	3.3080 (0.1765)	0.1645	
5	3.9675 (0.2250)	3.8261 (0.2250)	4.2020 (0.2250)	0.4980	
6	3.9433 (0.1525)	4.0450 (0.1525)	3.8706 (0.1525)	0.7215	
7	4.1267 (0.1310)	3.2408 (0.1310)	3.2365 (0.1310)	<0.0001*	B BB N A B B
8	2.8905 (0.1951)	3.5527 (0.1951)	4.0298 (0.1951)	0.0010*	N BB B A AB B
9	2.7115 (0.1374)	2.2342 (0.1374)	2.4550 (0.1374)	0.0626	
10	2.7160 (0.1510)	3.1020 (0.1510)	3.2525 (0.1510)	0.0471*	N BB B A AB B

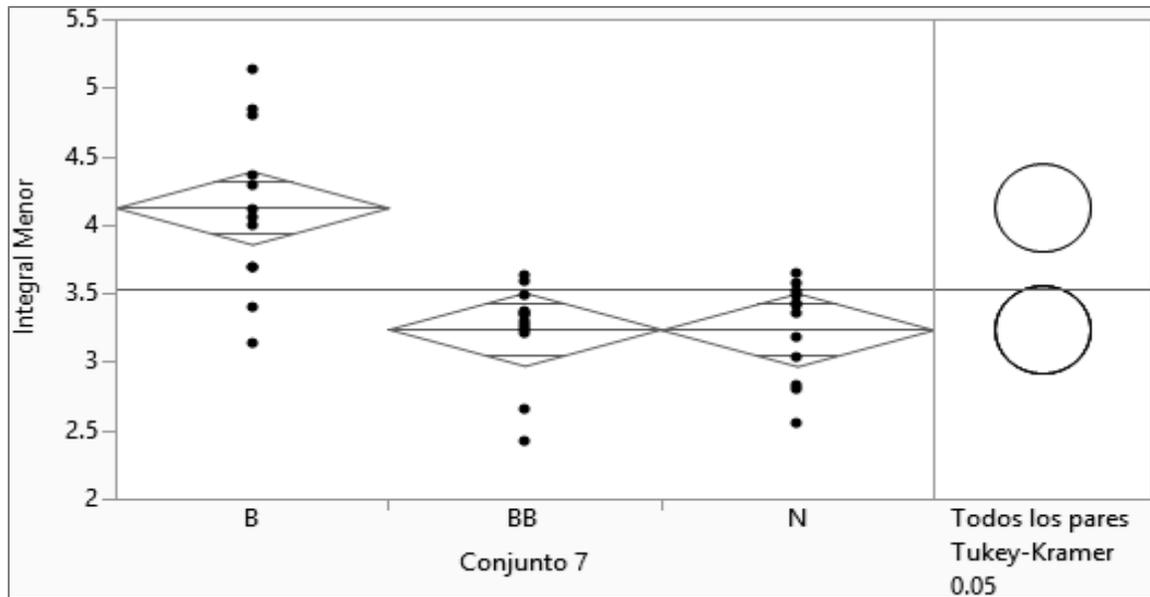


Figura 7. Gráfico de análisis de varianza del conjunto 7 para la integral menor. El valor de p fue menor de 0.0001. La prueba de Tukey indicó que la pradera de buffel (B) presento una integral menor significativamente mayor que la vegetación natural (N) y el buffer (BB).

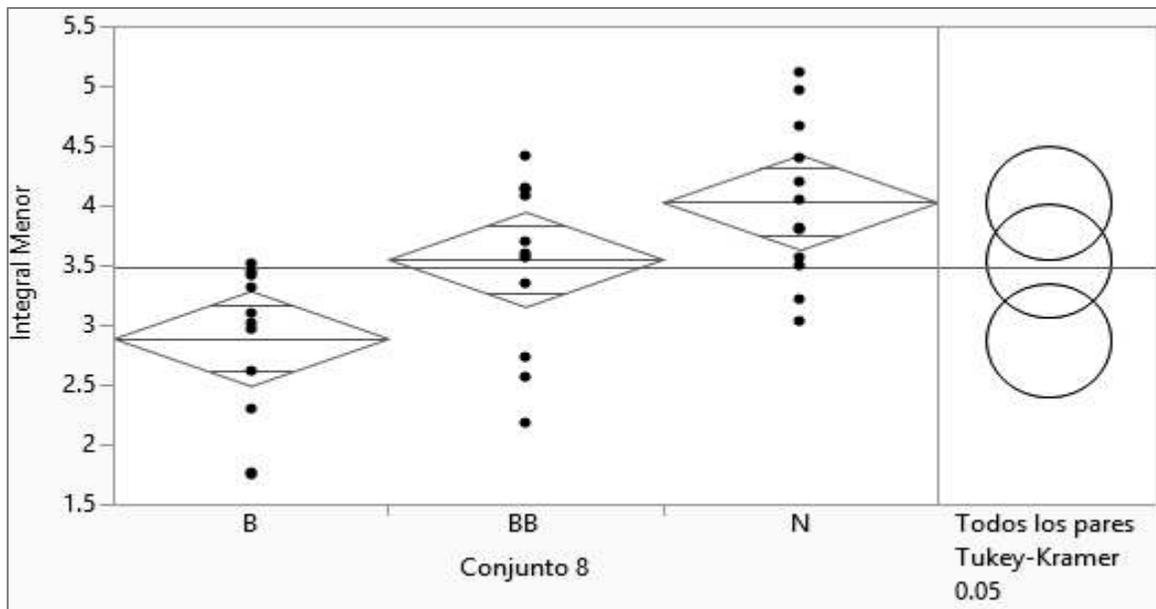


Figura 8. Gráfico de análisis de varianza del conjunto 8 para la integral menor. p valor=0.0010. La prueba de Tukey no arrojó diferencia entre N y el BB pero sí es significativamente mayor a B.

Para el caso de la integral mayor observamos que en uno de los conjuntos la integral mayor de la vegetación natural fue significativamente más grande que el buffer, siendo el buffel similar a ambos tratamientos. El 20% de los conjuntos presentó valores superiores de la integral mayor en la vegetación natural en comparación con la pradera de buffel, sin embargo el buffer registró valores similares tanto a la pradera inducida como a la vegetación natural. En los siete conjuntos restantes no se registró diferencia (Tabla IX).

Tabla IX. Valores de la integral mayor para los tratamientos de cada conjunto. Se presenta la media de todos los años de los tratamientos de cada conjunto, entre paréntesis se muestra el error estándar, en la columna del p-valor se marcan con un asterisco aquellos conjuntos que presentaron diferencia entre sus tratamientos con un valor de $p < 0.05$. En la última columna se muestran los resultados de la prueba de Tukey para aquellos conjuntos que presentaron diferencias entre tratamientos, se muestran las agrupaciones resultantes de la prueba de Tukey, los tratamientos no unidos por la misma letra son significativamente distintos.

Conjunto	Pradera de Buffel	Buffer	Vegetación Natural	p-valor	Prueba de Tukey
1	4.3440 (0.1398)	4.1790 (0.1398)	4.1013 (0.1398)	0.4620	
2	4.4025 (0.2708)	3.9831 (0.2708)	3.7555 (0.2708)	0.2450	
3	3.8368 (0.2039)	3.7587 (0.2039)	4.5058 (0.2039)	0.0266*	N B BB A AB B
4	6.0986 (0.2473)	6.2310 (0.2473)	6.6727 (0.2473)	0.2429	
5	7.4290 (0.3154)	7.4339 (0.3154)	7.8471 (0.3154)	0.5661	
6	7.3505 (0.2742)	7.4587 (0.2742)	8.1304 (0.2742)	0.1089	
7	7.8626 (0.1825)	7.2749 (0.1825)	7.5275 (0.1825)	0.088	
8	6.5074 (0.2384)	7.3602 (0.2384)	8.1767 (0.2384)	0.0001*	N BB B A A B
9	6.1195 (0.2154)	5.9499 (0.2154)	5.9464 (0.2154)	0.8109	
10	6.1772 (0.2304)	6.5845 (0.2304)	7.2250 (0.2304)	0.0104*	N BB B A AB B

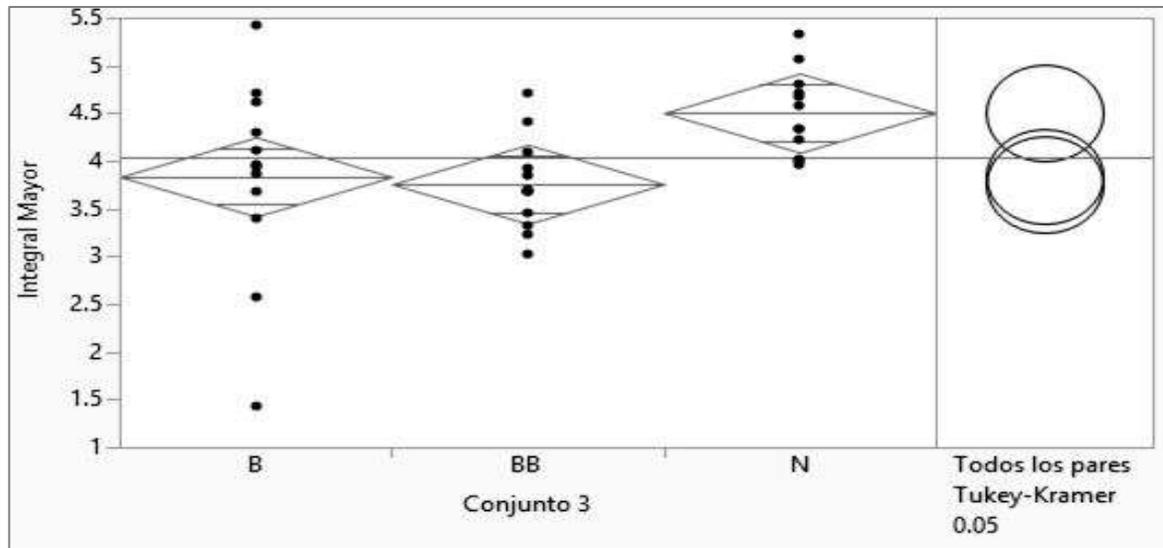


Figura 9. Gráfico del análisis de varianza del conjunto 3 para la integral mayor. El valor de p fue igual a 0.0266 y la prueba de Tukey indicó que N presentó una integral mayor significativamente superior a la de BB pero sin diferencias con B.

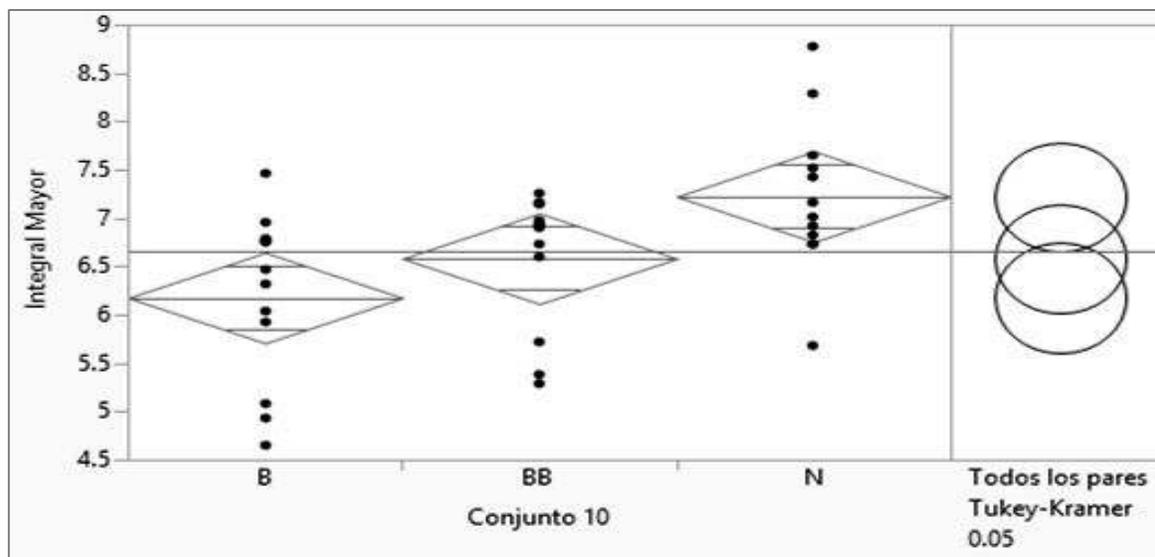


Figura 10. Gráfico de análisis de varianza del conjunto 10 para la integral mayor. En este caso el p valor fue de 0.0104. La prueba de Tukey indicó que N presentó una integral mayor significativamente mayor que B, mientras que BB fue estadísticamente similar a los otros tratamientos.

VIII.2.2 Comparación entre tratamientos por regiones

VIII.2.2.1 Inicio de la temporada de Crecimiento

Para el inicio de la temporada de crecimiento los análisis de varianza mostraron diferencias significativas entre los tratamientos para los años 2000, 2001, 2003 y 2008 (Tabla X). Para dichos años los resultados de las pruebas de Tukey mostraron que no existen diferencias significativas para los valores del inicio de la temporada de crecimiento entre tratamientos de una misma región (Figura 11). Los tratamientos de Sierra Libre presentaron generalmente las medias de inicio más elevadas, sin embargo se presentaron valores similares entre algunos tratamientos de ambas regiones, estas tendencias difirieron entre años y no presentaron un patrón definido en cuanto semejanzas y diferencias de respuesta entre tratamientos (Tabla X).

Tabla X. Valores del inicio de la temporada de crecimiento en días julianos para los tratamientos de cada región del año 2000 al 2011. Los valores mostrados representan la media obtenida en cada tratamiento por cada año, entre paréntesis se muestra el error estándar. La última columna indica el p-valor obtenido del análisis de varianza y los marcados con * representan aquellos que presentaron una diferencia significativa ($P < 0.05$). Además se muestran los tratamientos agrupados según los resultados de la prueba de Tukey para los años que presentaron diferencias significativas entre los tratamientos ($P < 0.05$). Los tratamientos no unidos por la misma letra son significativamente distintos.

AÑO	BBSJ	BBSL	BSJ	BSL	NSJ	NSL	P-VALOR
2000	173.1 (2.76) B C	185.0 (3.39) A B	169.1 (2.76) C	187.7 (3.39) A	171.7 (2.56) B C	188.8 (2.76) A	0.0001*
2001	172.5 (6.53) A	191.2 (8.00) A	172.0 (6.53) A	200.6 (8.00) A	171.4 (6.05) A	176.7 (6.53) A	0.0424*
2002	192.4 (10.29)	214.5 (12.61)	188.8 (10.29)	232.2 (12.61)	190.1 (9.53)	212.0 (10.29)	0.0693
2003	186.9 (4.49) A B	204.8 (5.50) A B	185.8 (4.49) A B	206.8 (5.50) A	185.1 (4.15) B	198.1 (4.49) A B	0.0074*
2004	186.6 (4.85)	194.8 (5.94)	187.4 (4.85)	204.4 (5.94)	186.7 (4.49)	201.8 (4.85)	0.0630
2005	199.2 (3.94)	202.4 (4.82)	197.0 (3.94)	202.0 (4.82)	197.2 (3.64)	191.2 (3.94)	0.4775
2006	172.8 (4.16)	190.0 (5.09)	175.2 (4.16)	186.4 (5.09)	171.8 (3.85)	177.8 (4.16)	0.0513
2007	196.0 (1.07)	194.4 (1.31)	196.0 (1.07)	196.8 (1.31)	196.3 (0.99)	198.9 (1.07)	0.1824
2008	174.6 (2.45) B C	185.2 (3.00) A B	172.5 (2.45) C	185.6 (3.00) A B	175.0 (2.27) B C	187.2 (2.45) A	0.0004*
2009	164.2 (3.92)	172.4 (4.80)	162.9 (3.92)	174.0 (4.80)	163.2 (3.62)	174.1 (3.92)	0.1404
2010	197.3 (4.85)	196.8 (5.94)	195.4 (4.85)	199.2 (5.94)	197.9 (4.49)	200.2 (4.85)	0.9876
2011	181.8 (2.01)	176.4 (2.46)	182.6 (2.01)	180.0 (2.46)	181.4 (1.86)	181.33 (2.01)	0.4833

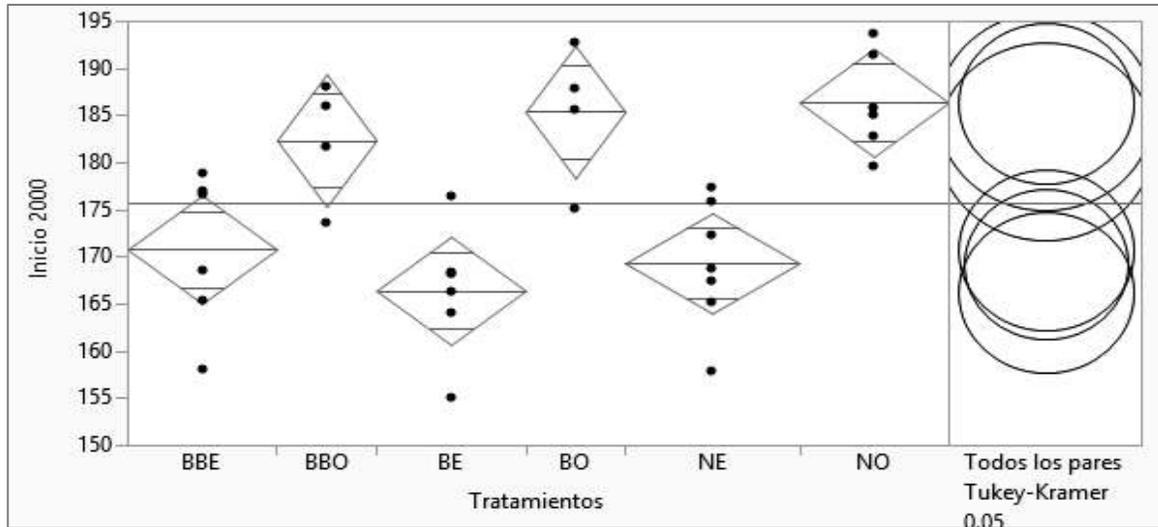


Figura 11. Gráfico de análisis de varianza para el inicio de la temporada de crecimiento en el 2000. El p-valor en este análisis fue menor de 0.0001 indicándonos que si existe una diferencia significativa entre alguno de los tratamientos. Según la prueba de Tukey no existe diferencia entre los tratamientos de una misma región.

VIII.2.2.2 Duración de la Temporada de Crecimiento

En cuanto a la duración de la temporada de crecimiento solo se registraron diferencias significativas entre los tratamientos en los años 2005 y 2011 (Figuras 12 y 13) donde el p valor encontrado fue de 0.0002 y 0.0285 respectivamente. Además se observa que las medias de duración de la temporada de los sitios de Sierra Libre tienden a ser mayores a las de San Javier, a pesar de no presentar diferencias significativas con algunos de los tratamientos de San Javier-Tepoca (Tabla XI).

Tabla XI. Valores de la duración de la temporada de crecimiento en días julianos para los tratamientos de cada región del año 2000 al 2011. Se presenta la media obtenida en cada tratamiento por cada año, entre paréntesis se muestra el error estándar. La última columna indica el p-valor obtenido del análisis de varianza y los marcados con * representan aquellos que presentaron una diferencia significativa ($P < 0.05$). Además se muestran los tratamientos agrupados según los resultados de la prueba de Tukey para los años con diferencias significativas, los tratamientos no unidos por la misma letra son significativamente distintos.

AÑO	BBSJ	BBSL	BSJ	BSL	NSJ	NSL	P-VALOR
2000	270.8 (10.88)	255.3 (13.33)	285.4 (10.88)	252.8 (13.33)	297.6 (10.08)	259.8 (10.88)	0.0504
2001	276.4 (15.91)	295.8 (19.49)	284.0 (15.91)	279.8 (19.49)	282.1 (14.73)	306.1 (15.91)	0.7928
2002	278.9 (25.60)	226.1 (31.35)	282.5 (25.60)	236.9 (31.35)	296.2 (23.70)	260.8 (25.60)	0.4645
2003	292.9 (22.24)	255.4 (27.23)	296.1 (22.24)	265.5 (27.23)	292.0 (20.59)	305.7 (22.24)	0.7045
2004	310.8 (24.95)	321.0 (30.56)	310.4 (24.95)	296.0 (30.56)	309.2 (23.10)	318.1 (24.95)	0.9936
2005	236.0 (8.33) B	244.6 (10.20) A	226.4 (8.33) B	281.3 (10.20) A	224.1 (7.71) B	273.4 (8.33) A	0.0002*
2006	274.0 (17.28)	278.8 (21.17)	282.0 (17.28)	295.4 (21.17)	274.6 (16.00)	330.0 (17.28)	0.2116
2007	269.2 (8.37)	272.2 (10.26)	264.1 (8.37)	274.4 (10.26)	280.1 (7.75)	257.6 (8.37)	0.4817
2008	245.7 (10.33)	237.3 (12.65)	246.1 (10.33)	245.0 (12.65)	240.6 (9.56)	235.6 (10.33)	0.9693
2009	331.0 (12.63)	308.8 (15.47)	327.7 (12.63)	308.2 (15.47)	327.3 (11.69)	312.4 (12.63)	0.7049
2010	244.1 (11.50)	249.6 (14.09)	260.1 (11.50)	247.1 (14.09)	244.7 (10.65)	278.5 (11.50)	0.2801
2011	255.4 (13.37) A	299.4 (16.38) A	267.2 (13.37) B	230.0 (16.38) B	258.9 (12.38) A	296.2 (13.37) B	0.0285*

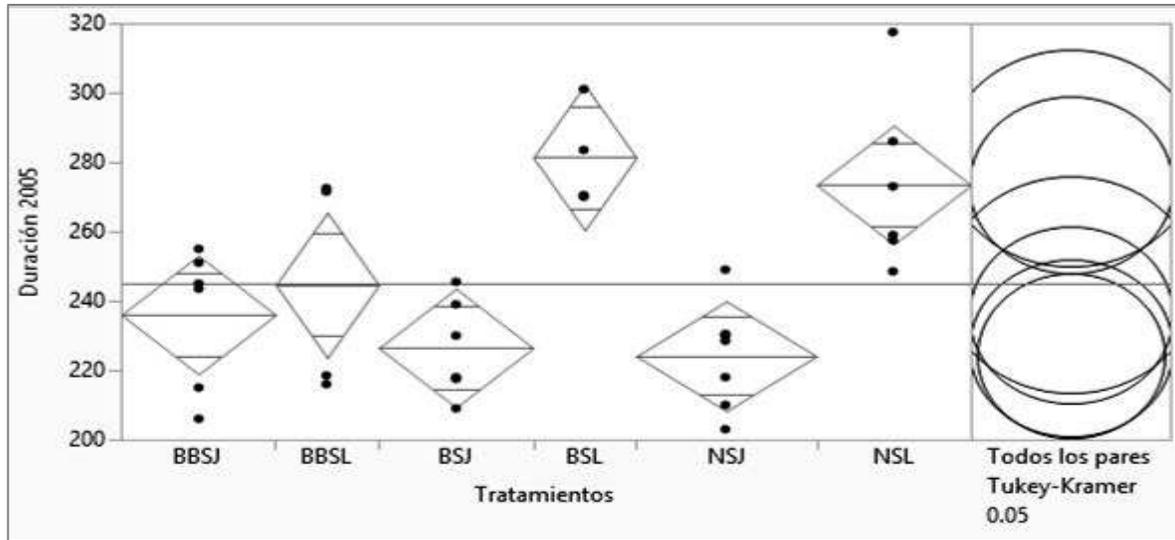


Figura 12. Gráfico de análisis de varianza para la duración de la temporada de crecimiento en el 2005. Según la prueba de Tukey, pueden agruparse los tratamientos de la Sierra Libre, debido a que no presentan diferencias entre ellos, de igual forma los buffers de Sierra Libre no presentan diferencias con los tratamientos de San Javier-Tepoca.

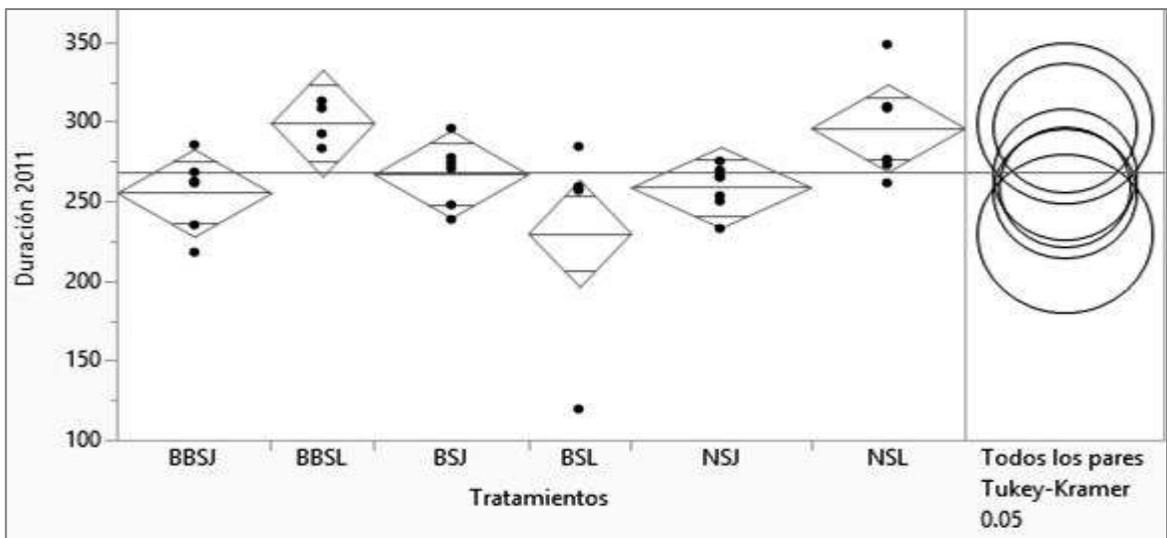


Figura 13. Gráfico de análisis de varianza para la duración de la temporada de crecimiento del año 2011. Para este año la prueba de ANOVA presentó un valor de p de 0.0285. La única diferencia significativa que se registró fue entre los sitios de vegetación natural de Sierra Libre y las praderas de buffel de Sierra Libre, teniendo la mayor y la menor duración de todos los tratamientos respectivamente.

VIII.2.2.3 Integral Menor

Los resultados para las comparaciones de la Integral Menor entre los tratamientos arrojaron diferencias significativas en al menos uno de los tratamientos para casi todos los años (Figura 14), a excepción del año 2006 (Tabla XII). En la prueba de Tukey se agruparon los tratamientos según la región a la que pertenecía (Sierra Libre o San Javier- Tepoca), sin embargo para unos años los valores de la integral menor de algunos tratamientos de Sierra Libre y San Javier-Tepoca fueron similares entre sí (Tabla XII).

Tabla XII. Valores de la integral menor para los tratamientos de cada región del año 2000 al 2011. Los valores mostrados representan la media obtenida en cada tratamiento por cada año, entre paréntesis se muestra el error estándar. La última columna indica el p-valor obtenido del análisis de varianza y los marcados con * representan aquellos que presentaron una diferencia significativa ($P < 0.05$). Se Incluyen además los resultados de la prueba de Tukey, aquellos tratamientos no marcados con la misma letra son significativamente diferentes entre sí.

Año	BBSJ	BBSL	BSJ	BSL	NSJ	NSL	p-valor					
2000	0.320 (0.023)	A B (0.028)	C (0.023)	0.345 (0.023)	A (0.028)	0.213 (0.028)	B C (0.021)	0.354 (0.021)	A (0.023)	0.200 (0.023)	C (0.023)	0.0001*
2001	0.360 (0.036)	A B (0.044)	C (0.036)	0.394 (0.036)	A (0.044)	0.179 (0.044)	C (0.033)	0.390 (0.033)	A (0.036)	0.211 (0.036)	B C (0.036)	0.0001*
2002	0.319 (0.026)	A (0.032)	B (0.026)	0.308 (0.026)	A (0.032)	0.149 (0.032)	B (0.024)	0.336 (0.024)	A (0.026)	0.141 (0.026)	B (0.026)	0.0001*
2003	0.338 (0.042)	A (0.051)		0.358 (0.042)	A (0.051)	0.201 (0.051)	A (0.039)	0.365 (0.039)	A (0.042)	0.199 (0.042)	A (0.042)	0.0087*
2004	0.375 (0.047)	A (0.058)	A (0.047)	0.373 (0.047)	A (0.058)	0.229 (0.058)	A (0.044)	0.382 (0.044)	A (0.047)	0.182 (0.047)	A (0.047)	0.0138*
2005	0.248 (0.028)	A (0.034)	A (0.028)	0.230 (0.028)	A (0.034)	0.120 (0.034)	A (0.026)	0.249 (0.026)	A (0.028)	0.134 (0.028)	A (0.028)	0.0036*
2006	0.347 (0.037)		0.242 (0.045)	0.334 (0.037)		0.267 (0.045)		0.353 (0.034)		0.271 (0.037)		0.2466
2007	0.366 (0.034)	A B (0.041)	C (0.034)	0.368 (0.034)	A B (0.041)	0.204 (0.041)	B C (0.031)	0.371 (0.031)	A (0.034)	0.234 (0.034)	A B C (0.034)	0.0010*
2008	0.343 (0.021)	A (0.026)	B (0.0216)	0.3435 (0.0216)	A (0.026)	0.236 (0.026)	B (0.020)	0.347 (0.020)	A (0.021)	0.230 (0.021)	B (0.021)	0.0001*
2009	0.298 (0.041)	A (0.050)	A (0.0411)	0.3122 (0.0411)	A (0.050)	0.163 (0.050)	A (0.038)	0.339 (0.038)	A (0.041)	0.174 (0.041)	A (0.041)	0.0105*
2010	0.327 (0.025)	A (0.031)	B (0.0256)	0.3372 (0.0256)	A (0.031)	0.165 (0.031)	B (0.023)	0.343 (0.023)	A (0.025)	0.202 (0.025)	B (0.025)	0.0001*
2011	0.353 (0.029)	A (0.036)	B (0.0299)	0.3652 (0.0299)	A (0.036)	0.129 (0.036)	B (0.027)	0.372 (0.027)	A (0.029)	0.170 (0.029)	B (0.029)	0.0001*

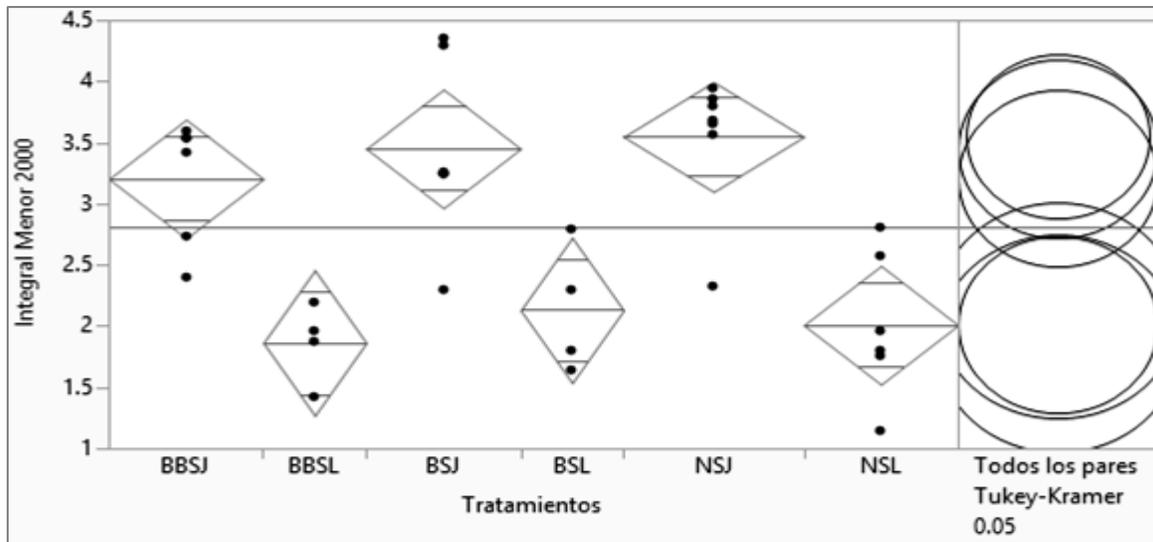


Figura 14. Gráfico de análisis de varianza para la Integral Menor del año 2000. p -valor < 0.0001 , para este año es posible agrupar a los tratamientos por región siendo San Javier-Tepoca la que presenta la mayor productividad estacional (Integral menor), sin embargo el buffer de San Javier-Tepoca no muestra diferencia significativa con las praderas de buffel de Sierra Libre.

VIII.2.2.4 Integral Mayor

En esta variable se observan diferencias entre tratamientos en todos los años de estudio (Tabla XIII). Los valores de la integral mayor (productividad total) presentan diferencias más marcadas entre la región de Sierra Libre y San Javier-Tepoca en comparación con los valores de la integral menor (Figura 16), a excepción de algunos años en los que no se registró diferencia significativa entre algunos de los tratamientos de ambas regiones (Figura 15). Además se observa que tanto para Sierra Libre como para San Javier Tepoca la vegetación natural tiende a presentar valores de integral mayor superior que los otros tratamientos de la misma región, sin embargo esta diferencia no fue significativa.

Tabla XIII. Valores de la integral mayor para los tratamientos de cada región del año 2000 al 2011. Los valores mostrados representan la media obtenida en cada tratamiento por cada año, entre paréntesis se muestra el error estándar. La última columna indica el p-valor obtenido del análisis de varianza y los marcados con * representan aquellos que presentaron una diferencia significativa ($P < 0.05$). Se Incluyen además los resultados de la prueba de Tukey, aquellos tratamientos no marcados con la misma letra son significativamente diferentes entre sí.

Año	BBSJ	BBSL	BSJ	BSL	NSJ	NSL	p-valor
2000	0.6608 (0.0314) A	0.4438 (0.0384) B	0.6834 (0.0314) A	0.4711 (0.0384) B	0.7588 (0.0291) A	0.4701 (0.0314) B	0.0001*
2001	0.7062 (0.0500) B	0.4708 (0.0613) C	0.7272 (0.0500) B	0.4651 (0.0613) C	0.7719 (0.0463) A	0.5421 (0.0500) C	0.0004*
2002	0.6751 (0.0446) A	0.3618 (0.0546) B	0.6430 (0.0446) A	0.3904 (0.0546) B	0.7286 (0.0141) A	0.4341 (0.0446) B	0.0001*
2003	0.7083 (0.0614) B	0.4454 (0.0752) B	0.7055 (0.0614) B	0.4736 (0.0752) B	0.7595 (0.0568) A	0.5357 (0.0614) B	0.0059*
2004	0.8106 (0.0665) B	0.5521 (0.0815) B	0.7878 (0.0665) B	0.5436 (0.0815) B	0.8531 (0.0616) A	0.5447 (0.0665) B	0.0036*
2005	0.6048 (0.0338) A	0.3874 (0.0414) C	0.5552 (0.0338) B	0.4234 (0.0414) C	0.6008 (0.0313) A	0.4366 (0.0338) C	0.0002*
2006	0.7178 (0.0427) B	0.5336 (0.0523) B	0.6901 (0.0427) B	0.5677 (0.0523) B	0.7496 (0.0395) A	0.6055 (0.0427) B	0.0127*
2007	0.7295 (0.0383) A	0.4692 (0.0469) B	0.7087 (0.0383) A	0.4750 (0.0469) B	0.7696 (0.0354) A	0.5013 (0.0383) B	0.0001*
2008	0.6970 (0.0344) A	0.4503 (0.0421) B	0.6809 (0.0344) A	0.4970 (0.0421) B	0.6947 (0.0318) A	0.4952 (0.0344) B	0.0001*
2009	0.7411 (0.0470) A	0.4783 (0.0576) B	0.7277 (0.0470) A	0.4835 (0.0576) B	0.7913 (0.0435) A	0.5172 (0.0470) B	0.0001*
2010	0.6542 (0.0340) A	0.4167 (0.0417) B	0.6695 (0.0340) A	0.4294 (0.0417) B	0.6870 (0.0315) A	0.5031 (0.0340) B	0.0001*
2011	0.7065 (0.0408) A	0.4356 (0.0499) B	0.7098 (0.0408) A	0.3842 (0.0499) B	0.7422 (0.0377) A	0.4958 (0.0408) B	0.0001*

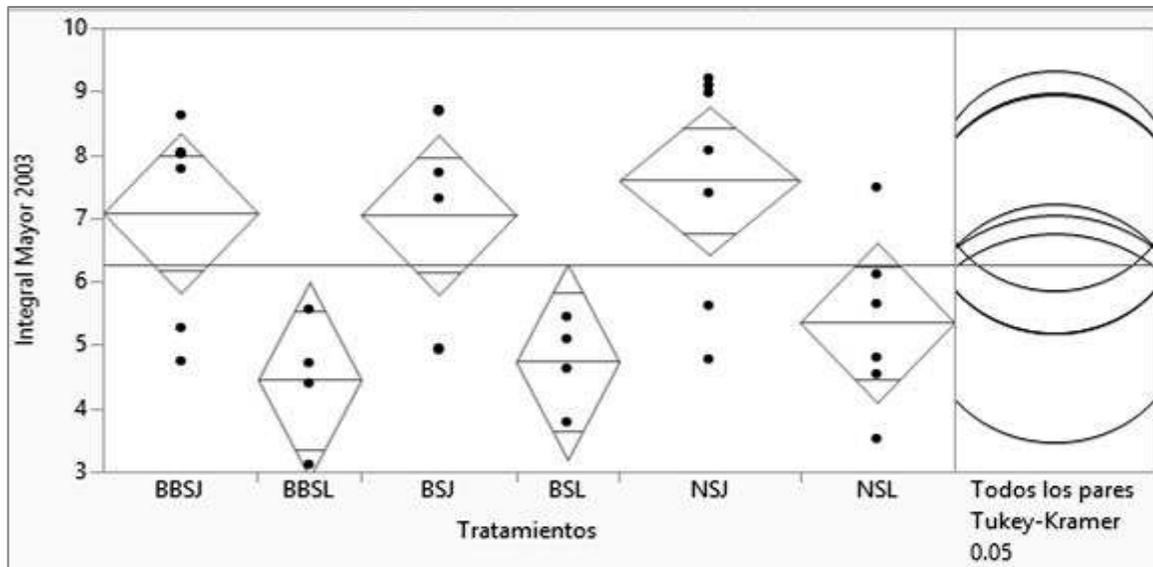


Figura 15. Gráfico de análisis de varianza para la Integral Mayor del año 2003. El p valor del ANOVA fue de 0.0059 y la prueba de Tukey mostró que solo existe una diferencia importante entre los polígonos de vegetación natural de San Javier-Tepoca y los buffers de Sierra Libre, siendo los primeros los que registraron los valores más altos de integral mayor y los últimos los menores valores.

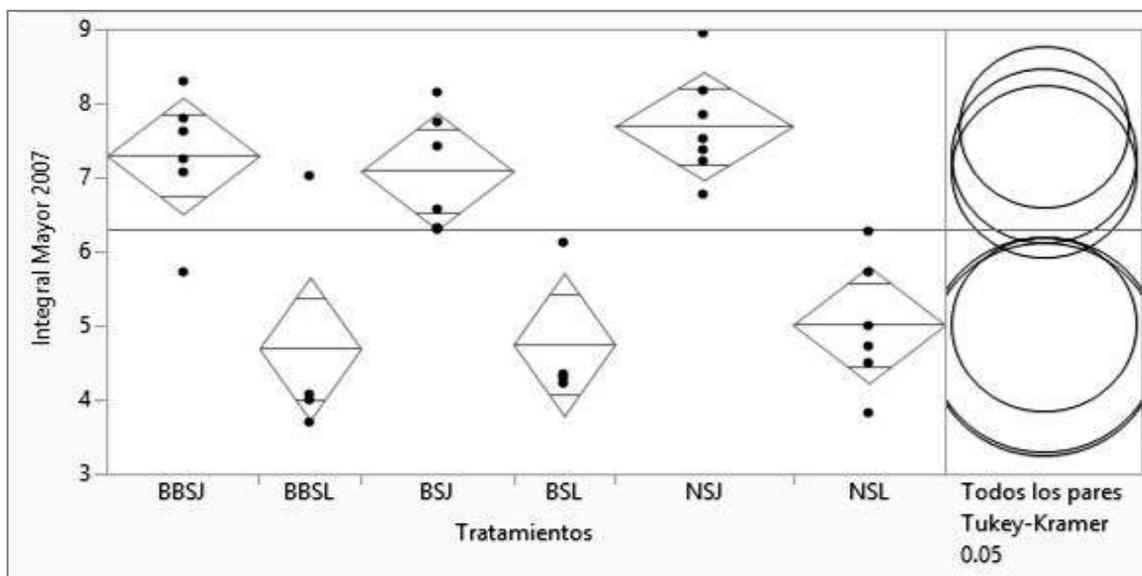


Figura 16. Gráfico de análisis de varianza para la Integral Mayor del año 2007. El valor de p para este año fue menor de 0.0001 y la prueba de Tukey demostró que los sitios de San Javier-Tepoca poseen una productividad total mayor que los de Sierra Libre.

VIII.3 Relación de Valores de NDVI y Precipitación

El análisis de regresión para la Sierra Libre nos dio un valor de $R=0.853$ para las praderas de buffel y de 0.829 para la vegetación natural, es decir los valores de NDVI de ambos tipos de vegetación presentan una correlación positiva considerable. Por su parte, las praderas de buffel presentan una R^2 de 0.728 mientras que la vegetación natural presenta una R^2 de 0.687 . La vegetación natural reacciona de forma más estable con un $CV=0.2759$ contra un 0.2825 de la pradera de buffel. En la figura 17 se muestra el comportamiento de los dos tipos de cobertura en Sierra Libre y las precipitaciones registradas del 2000 al 2011.

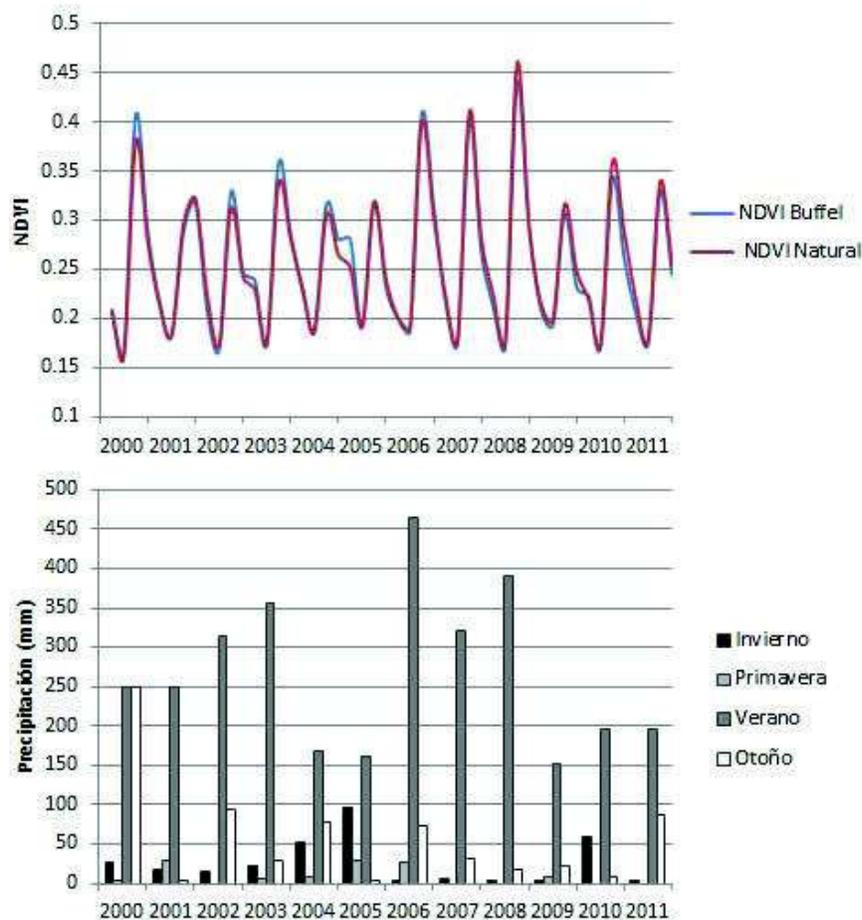


Figura 17. Relación NDVI/Precipitación contra tiempo para la Sierra Libre. Se muestra el comportamiento de la precipitación y la respuesta de NDVI tanto en la pradera de buffel como en la vegetación natural de la región de Sierra Libre. Se observa que el comportamiento de NDVI de los dos tipos de vegetación responde de manera similar a la precipitación registrada.

Para la región de San Javier-Tepoca se observaron resultados similares que en Sierra Libre pero con una correlación más fuerte. En la figura 18 puede observarse el comportamiento de los valores de NDVI y la precipitación para el rango de años analizados.

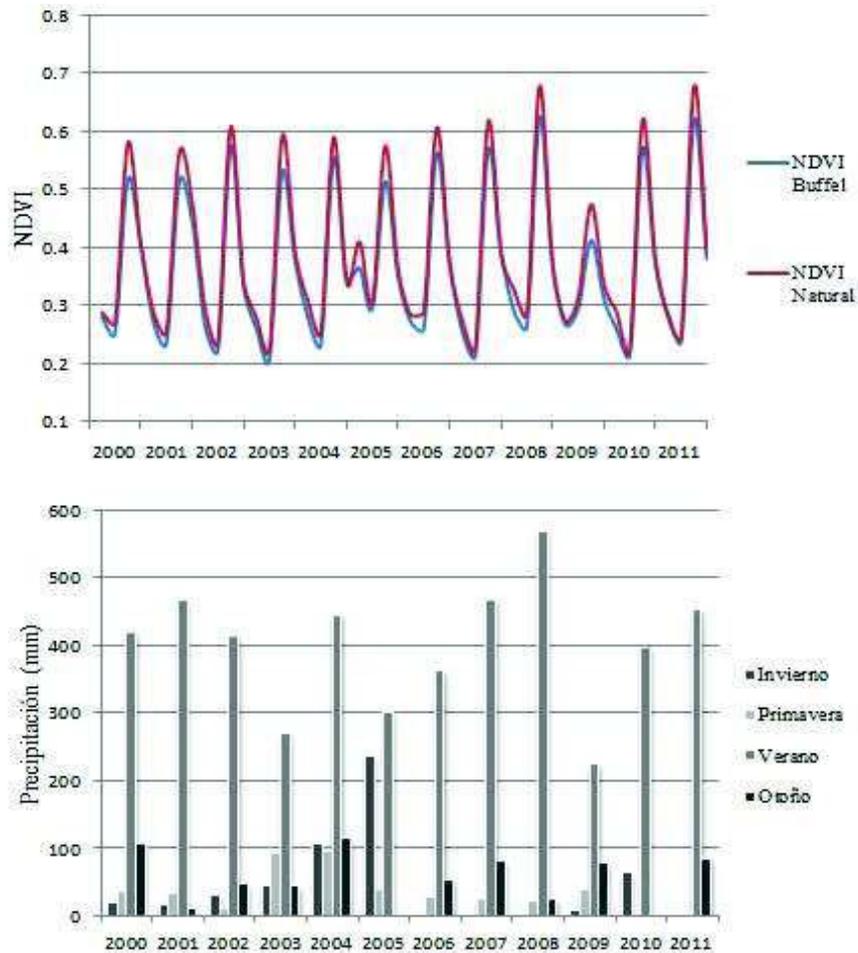


Figura 18. Relación NDVI/Precipitación contra tiempo para San Javier-Tepoca. Se muestra el comportamiento de la precipitación y la respuesta de NDVI tanto en la pradera de buffel como en la vegetación natural de la región de San Javier-Tepoca.

En este caso el análisis de regresión resultó en valores más altos de correlación con la precipitación para ambos tipos de vegetación con un valor de R de 0.886 para las praderas de buffel y de 0.907 para la vegetación natural y valores de R^2 de 0.786 y 0.823 respectivamente. El coeficiente de variación en este caso fue mayor que en Sierra Libre tanto para la pradera de buffel ($CV=0.3448$) como para la vegetación nativa ($CV=0.3584$), pero en este caso es la vegetación nativa la que responde de forma más variable.

IX. DISCUSIÓN

IX.1 Caracterización de la Cubierta Vegetal

En general nuestros registros muestran muy poca cobertura de zacate buffel en los lugares naturales muestreados en nuestro estudio, es decir la invasión en estos lugares es nula o incipiente hasta el momento. Es importante señalar que nuestros resultados de poca invasión solo aplican a las comunidades de planicie donde se ha realizado el estudio, ya que como algunos autores indican, la dispersión de esta especie es más rápida y más común en las laderas (Castellanos-Villegas et al., 2002).

Brenner y Kanda en el 2013 encontraron que la invasión de buffel en zonas aledañas a la pradera sembrada está fuertemente relacionada con la distancia a la misma, su estudio lo realizaron a una distancia máxima de 100 metros fuera de la pradera e identificaron que conforme se alejaba de la misma la cantidad de individuos de buffel iba disminuyendo, creando así un gradiente de invasión. En cambio en nuestro estudio la medida de la cobertura de individuos de buffel la realizamos a una distancia superior de los 250 metros. Esto puede explicar la baja densidad de buffel registrada en las zonas naturales. Además también sería importante poder medir la presión de propágulos entrantes al sistema natural y el tiempo transcurrido desde que esta presión comenzó es decir la edad aproximada de la pradera de buffel, estos factores son determinantes en el poder de invasión (Lonsdale 1999; Richardson y Pyšek, 2006), pero no fueron considerados en el presente estudio, por lo que nuestros resultados son solo descriptivos del grado de invasión actual en la zona.

De los puntos muestreados por relevé observamos que aquellos que poseen la mayor cobertura son los localizados en la región de San Javier-Tepoca, la cual posee una vegetación más tropical que la de Sierra Libre, de igual forma es más densa y presenta un rango de precipitación anual mayor. Sin embargo para el caso de la invasión de buffel las coberturas en ambas regiones son muy similares. Contrario a lo que se esperaba, la cobertura de zacate buffel no presento correlación alguna con el resto de las variables.

Nuestros resultados indican una muy fuerte correlación entre la cobertura de *Cenchrus ciliaris* y *Parkinsonia microphylla*, entre otras, lo cual concuerda con lo descrito por

Castellanos-Villegas et al. en el 2002, al decir que aquellas comunidades de plantas dominadas por *Parkinsonia microphylla* serán más susceptibles a una invasión por zacate buffel.

IX.2 Diferencias fenológicas

Para todos los tratamientos analizados la temporada de crecimiento comenzó entre los meses de junio y julio generalmente, mientras que su duración se extendió hasta los meses de febrero a junio del siguiente año en cuestión.

Observamos que el inicio de la temporada de crecimientos en Sierra Libre es posterior al de San Javier-Tepoca, sin embargo para algunos años la duración en esta región es mayor, lo cual puede deberse a que la vegetación de la región sigue aprovechando la humedad del suelo después del verano.

La precipitación de otoño es la que presenta una mayor relación tanto con la productividad anual como con la productividad total, incluso por encima de la precipitación de verano, la cual no presentó correlación con la productividad, el mayor aprovechamiento de las lluvias de otoño por parte de la vegetación puede incrementar la productividad en la región. Además se relaciona negativamente con el inicio de la temporada, es decir entre mayor sea la precipitación de otoño el inicio de la temporada de crecimiento es antes. La gran importancia observada de las lluvias de octubre, noviembre y diciembre puede deberse a que las tendencias de cambio climático indican un aumento en las precipitaciones de invierno lo cual podría contribuir a un aumento en la vegetación (USGCRP, 2000).

Al comparar entre los tratamientos de un mismo sitio, con las mismas condiciones (conjunto) observamos que generalmente no existe diferencia. Solo unos cuantos presentan diferencias en la integral menor y la integral mayor. La vegetación natural presenta una integral menor y una integral mayor superior que la pradera de buffel en un 20% de los conjuntos, la pradera de buffel presentó una integral menor superior en solo un 10% de los conjuntos, mientras que en el resto no se encontró diferencia.

Estos resultados son semejantes a los obtenidos por Franklin et al. en el 2006 donde encontraron que la pradera de buffel presentaba un NDVI igual o menor que la vegetación natural de su zona de interés.

Además la diferencia entre la vegetación natural y las praderas de buffel se dió mayormente en los conjuntos de la región de San Javier-Tepoca, lo cual nos indica que en esta región se pueden ver más afectados los parámetros de productividad tanto anual como total ya que la diferencia es más contrastante entre la gran productividad de la vegetación natural y la existente en las praderas inducidas. Romo en el 2006 encontró resultados similares, en los que la vegetación natural en una región más al Este (selva caducifolia) fue significativamente más productiva que los pastizales de buffel, mientras que en el Oeste la vegetación natural (mezquital) no presentó diferencias significativas con las praderas inducidas de buffel.

Para el caso del conjunto 7 donde la pradera de buffel presentó una integral menor superior que la vegetación natural puede deberse a que la pradera posee un muy buen manejo o a otros factores que presentan condiciones de crecimiento inusualmente favorables (Franklin et al., 2006).

Entre los polígonos de pradera de buffel, buffer y vegetación natural de una misma región no se registraron diferencias significativas en las variables analizadas a excepción del año 2011 para la duración de la temporada de crecimiento, donde las praderas de buffel de Sierra Libre presentaron una duración significativamente menor que la vegetación natural y el buffer de la misma región, esto puede deberse a que el año 2011 fue un año relativamente seco y las precipitaciones de otoño, invierno y primavera anteriores a la temporada de crecimiento registraron valores bastante bajos.

Al comparar todos los tratamientos de ambas regiones solo observamos diferencias entre regiones. Sin embargo aunque no haya una diferencia significativa dentro de las mismas, la vegetación natural de San Javier-Tepoca presentó generalmente las medias más altas de todos los tratamientos para la integral menor y la integral mayor, mientras que los buffers de Sierra Libre generalmente presentaron los valores de productividad más bajos.

Los resultados de estas comparaciones nos permiten inferir que los contrastes entre la respuesta del buffel y la vegetación natural no solo se deben a factores a gran escala tales como clima y precipitación si no también pueden deberse a factores más específicos del sitio tales como el manejo, tipo de suelo, edad de la pradera etcétera. Sin embargo se observa que en las regiones más tropicales como es el caso de San Javier-Tepoca la introducción de buffel realmente no incrementa la productividad de la zona ya que en ciertos sitios la productividad de la pradera es incluso más baja la vegetación natural adyacente.

La precipitación en ambos sitios presenta una fuerte correlación con los valores de NDVI tanto para la vegetación nativa como para el buffel, esto es de esperarse ya que como algunos autores mencionan la vegetación en zonas áridas responde rápida y eficazmente ante los pulsos de lluvia (Jönsson y Eklund, 2004).

X. CONCLUSIONES

En general se encontró poca invasión en los lugares naturales analizados. Sin embargo sería importante analizar si existe un gradiente de invasión por distancia a la pradera de buffel, la presión de propágulos entrantes y edad de la pradera.

La cobertura de invasión del zacate buffel no difiere entre regiones. Sin embargo el gradiente de aridez entre estas regiones influye en la productividad anual y total de las praderas de buffel, llegando a tener diferencias significativas entre las praderas de Sierra Libre y las de San Javier-Tepoca.

En las zonas más áridas, la respuesta de las praderas de buffel es más variable y con una fuerte dependencia a las precipitaciones mientras que la vegetación natural se comporta de una manera más estable. Sin embargo en las zonas más húmedas la tendencia es opuesta, siendo más variable la vegetación natural porque alcanza valores más altos de NDVI.

Cuando se comparan los valores de productividad anual y total entre los tratamientos de un mismo sitio (mismas condiciones) generalmente no existen diferencias significativas, sin embargo, la vegetación natural posee valores más altos que las praderas de buffel en el 33% de los conjuntos en San Javier-Tepoca, región que posee una mayor variabilidad en la vegetación natural y los valores más altos de NDVI, por lo cual contrasta más con la productividad de las praderas de buffel.

Las mayores diferencias en cuanto a productividad se registraron entre regiones, las cuales presentan diferencias de aridez. Las diferencias dentro de un mismo sitio pueden ser más dependientes a condiciones intrínsecas del lugar, tales como condición del suelo o manejo del terreno.

La introducción de *Cenchrus ciliaris* a la zona ha propiciado cambios en cuanto a la estructura del ecosistema. Es importante recordar que la productividad total de un sitio está estrechamente relacionada con su cobertura de árboles y si éstos son removidos para la siembra de buffel se verá afectada la productividad de la zona.

La supuesta gran productividad del zacate buffel “vendida” a los productores pecuarios por tanto tiempo queda en duda en los resultados de este trabajo y otros más de diversos autores, en los cuales se demuestra que la productividad de este pasto es igual o incluso menor que la vegetación nativa del mezquital, matorral sarcocaula, subtropical y selva baja

analizados en este estudio, lo cual pone en entredicho la viabilidad de convertir la vegetación nativa del Desierto Sonorense a pastizales de zacate buffel para incrementar la capacidad de los agostaderos.

XI. RECOMENDACIONES

Se recomienda ampliar el número de sitios analizados en ambas regiones para que las comparaciones entre estos tipos de cobertura sean más precisas. De igual forma afinar los análisis estadísticos realizados para mejorar la comprensión de los datos y así entender mejor el comportamiento de cada tipo de vegetación, en cada una de las regiones, según las condiciones propias del lugar y las precipitaciones de cada año.

Sería importante tomar en cuenta además la percepción de los productores ganaderos sobre este pasto, el cómo consideran que ha cambiado su producción ganadera desde su introducción, con el fin de integrar los conocimientos científicos con las perspectivas y necesidades de aquellos que viven de esta actividad.

XII. LITERATURA CITADA

- Alcalá-Galván, C. 1995. Origen Geográfico y Características Biológicas. 9-14 p. En: PATROCIPES. Guía práctica para el Establecimiento, Manejo y Utilización de Zacate Buffel. Patronato de Centro de Investigaciones Pecuarias del Estado de Sonora, A. C. Hermosillo, Sonora, México.
- Arriaga, L., J. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coordinadores). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México.
- Arriaga, L., A. Castellanos-Villegas., E. Moreno y J. Alarcón. 2004. Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: a case study of buffel grass in arid regions of Mexico. *Conservation. Biology* 18:1504-1514.
- Badii, M. H., J. Landeros, y E. Cerna. 2008. Patrones de asociación de especies y sustentabilidad. *International Journal of Good Conscience*. 3(1):632-660.
- Bradley, B. a., J. F. Mustard. 2008. Comparison of phenology trends by land cover class: A case study in the Great Basin, USA. *Global Change Biology* 14:334–346.
- Bravo-Peña, L. C. 2009. Ganadería y cambios en la cubierta vegetal en la región central de Sonora. Impactos sobre el paisaje y vulnerabilidad de los productores pecuarios en el contexto del cambio climático. Tesis de Doctorado. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C. Hermosillo, Sonora, México.
- Bravo-Peña, L. y A. E. Castellanos-Villegas. Tendencias del Índice de la Diferencia Normalizada de la Vegetación (NDVI) en el estado de Sonora. Implicaciones potenciales sobre el sector pecuario en el contexto del cambio climático. 245-284 p. En: Sánchez E. y R. Díaz (Eds.). *Dinámicas locales del cambio ambiental global. Aplicaciones de percepción remota y análisis espacial en la evaluación del territorio*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. México.

- Bravo-Peña, L. C., A. Castellanos-Villegas y O. Doode Matsumoto. 2010. Sequía agropecuaria y vulnerabilidad en el centro oriente de Sonora: Un caso de estudio enfocado a la actividad ganadera de producción y exportación de becerros. *Estudios sociales*. Hermosillo, Sonora. 18(35): 209-241.
- Bravo-Peña, L. C., O. S. Doode Matsumoto, A. Castellanos-Villegas, I. Espejel-Carbajal. 2010. Políticas rurales y pérdida de cobertura vegetal. Elementos para reformular instrumentos de fomento agropecuario relacionados con la apertura de praderas ganaderas en el noroeste de México. *Región y sociedad*. 48:1-38.
- Brenner, J., L. Kanda. 2013. Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) Invades Lands Surrounding Cultivated Pastures in Sonora, México. *Invasive Plant Science and Management*. 6(1):187-195.
- Brooks, M. 1999. Habitat invasibility and dominance by alien annual plants in the western Mojave Desert. *Biological Invasions* 1:325–337.
- Burke, M. y J. Grime. 1996. An experimental study of plant community invasibility. *Ecology*. 77: 775-790.
- Búrquez, A., A. Martínez-Yrizar, M. Miller, K. Rojas, M.A. Quintana y D. Yetman. 1996. Mexican grasslands and the changing arid lands of Mexico: an overview and a case study in northwestern Mexico. 21-32 p. En: Tellman B., D.M. Finch, C. Edminster y R. Hamre (eds). *The Future of Arid Grasslands: Identifying Issues, Seeking Solutions*. United States. Department of Agriculture, Forest Service, Fort Collins. Tucson, Arizona, Estados Unidos de América.
- Búrquez, A., M. Miller, y A. Martínez-Yrizar. 2002. Mexican Grasslands, Thornscrub and the Transformation of the Sonoran Desert by Invasive Exotic Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*). 126-146 p. En: Tellman, B. (ed.). *Invasive Species in Sonoran desert Communities*. University of Arizona Press. Tucson, Arizona, Estados Unidos de América.
- Búrquez, A. y A. Martínez-Yrizar. 2006. Conservación, transformación del paisaje y biodiversidad en el noroeste de México. 85-110 p. En: Toledo V.M., K. Oyama y A.

- Castillo (eds.). Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México: perspectivas desde la investigación científica. UNAM Centro de investigación en ecosistemas. México.
- Camou-Healy, E. 1998. De rancheros, poquiteros, orejanos y criollos. Los productores ganaderos de Sonora y el mercado internacional. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo y El Colegio de Michoacán. México.
- Castellanos-Villegas, A., F. Yanes, D. Valdez-Zamudio. 2002. Drought tolerant exotic buffelgrass and desertification. 99-112 p. En: B. Tellman (ed). Weeds across borders, Proceedings of North American Conference, Arizona Sonora Desert Museum. Tucson, Arizona, Estados Unidos de América.
- Castellanos-Villegas, A.E., L.C. Bravo, G.W. Koch, J. Llano, D. López, R. Méndez, J.C. Rodríguez, R. Romo, T.D. Sisky y G. Yanes-Arwayo. 2010. Impactos ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semiáridos. 157-186 p. En: Molina-Freaner F. y T. Van Devender, (eds.). Diversidad biológica de Sonora. UNAM, México.
- Castro-Díez, P., F. Valladares, y A. Alonso. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Revista Ecosistemas*. 13(3): 61-68.
- Chaneton, E., S. B. Perelman, M. Omacini y R. G. León. 2002. Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands. *Biological Invasions*. 4(1): 7-24.
- Cox, J. R., M. H. Martin-Rivera, F. Ibarra-Flores, J. H. Fourie, N. F. G. Rethman y D. G. Wilcox. 1988. The influence of climate and soils on the distribution of four African grasses. *Journal of Range Management*. 41:127-139.
- Davis, M., J. Grime y K. Thompson. 2001. Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology*. 88(3):528-534.

- Denogean, B., S. Moreno, F. A. Ibarra, M. Martín, R. Retes, A. B. Martínez y C. Y. Moreno, 2012. La precipitación pluvial y la producción bovina en Sonora. *Revista Mexicana de Agronegocios*. 31:146-153.
- Eklundh, L. y P. Jönsson. 2009. *Timesat 3.0 Software Manual*. Lund University. Suecia.
- Franklin, K., F. Molina-Freaner. 2010. Consequences of buffelgrass pasture development for primary productivity, perennial plant richness, and vegetation structure in the drylands of Sonora, Mexico. *Conservation Biology*. 24:1664–1673.
- Franklin, K., K. Lyons, P. Nagler, D. Lampkin, E. Glenn, F. Molina-Freaner, T. Markow y A. Huete. 2006. Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) land conversion and productivity in the plains of Sonora, Mexico. *Biological Conservation* 127:62–71
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press. Inglaterra.
- García, E. 1998. Precipitación total anual, escala 1:1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Gao, X., A. R. Huete, W. Ni y T. Miura. 2000. Optical–biophysical relationships of vegetation spectra without background contamination. *Remote Sensing of Environment*, 74(3):609-620.
- Gobierno del Estado de Sonora. 2012. Tercer Informe a Sonora 2012.
- Guisande-González, C., A. Barreiro-Felpeto, I. Maneiro-Estraviz, I. Riveiro-Alarcón, A. Vergara-Castaño y A. Vaamonde-Liste. 2006. *Tratamiento de datos*. Ediciones Díaz de Santos. España.
- Hobbs, R. y L. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity, and invasion implications for conservation. *Conservation Biology* 6:324–337.

- Huete, a., K. Didan, T. Miura, E. P. Rodriguez, X. Gao y L. G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing Environmental*. 83:195–213.
- Ibarra-Flores, F. y M. Martin-Rivera. 1995. Establecimiento del zacate. 15–30 p. En: PATROCIPES. Guía práctica para el Establecimiento, Manejo y Utilización de Zacate Buffel. Patronato de Centro de Investigaciones Pecuarias del Estado de Sonora, A. C. Hermosillo, Sonora, México.
- INEGI. 2007. El ganado bovino en Sonora: Censo agropecuario 2007. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- Jackson, J. 2005. Is there a relationship between herbaceous species richness and buffel grass (*Cenchrus ciliaris*)? *Austral Ecology*. 30:505–517.
- Jennings, M. D., D. Faber-Langendoen, O. L. Loucks, R. K. Peet y D. Roberts. 2009. Standards for associations and alliances of the U. S. National Vegetation Classification. *Ecological Monographs*. 79(2):173–199.
- Jönsson, P. y L. Eklundh. 2002. Seasonality extraction and noise removal by function fitting to time series of satellite sensor data. *IEEE Transactions of Geoscience and Remote Sensing*. 40(8):1824–1832.
- Jönsson, P. y L. Eklundh. 2004. Timesat a program for analyzing time series of satellite sensor data. *Computers and Geosciences*. 30:833–845.
- Johnson, D. y A. Navarro. 1992. Zacate buffel y biodiversidad en el Desierto Sonorense. 117-122 p. En: Moreno, J. L. (ed). *Ecología, Recursos Naturales y Medio Ambiente en Sonora*. El Colegio de Sonora. Hermosillo, Sonora, México.
- Jurado, E., G. Cuellar, M. Flores e I. Gonzalez. 1999. Biodiversity of Tamaulipan thornscrub in relation to fragmentation. 272–275 p. *Memorias del North American Science*

Symposium: toward a unified framework for inventorying and monitoring forest ecosystem resources. 2 al 6 de noviembre de 1998. Guadalajara, Jalisco, Mexico.

Justice, C. O., E. Vermote, J. R. G. Townshend, R. Defries, D. P. Roy, D. K. Hall, V. V. Salomonson, J. L. Privette, G. Riggs, a. Strahler, W. Lucht, R. B. Myneni, Y. Knyazikhin, S. W. Running, R. R. Nemani, Z. W. Z. Wan, a. R. Huete, W. Van Leeuwen, R. E. Wolfe, L. Giglio, J. Muller, P. Lewis y M. J. Barnsley. 1998. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): land remote sensing for global change research. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 36:1228-1249.

Keeley, J., D. Lubin y C. Fotheringham. 2003. Fire and grazing impacts on plant diversity and alien plant invasions in the southern Sierra Nevada. *Ecological Applications*. 13:1355–1374.

Lambin, E. 1997. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography*. 21:375–393.

Lambin, E., B. Turner, H. Geist, S. Agbola, A. Angelsen, J. Bruce, O. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. Moran, M. Mortimore, P. Ramakrishnan, J. Richards, H. Skånes, W. Steffen, G. Stone, U. Svedin, T. Veldkamp, C. Vogel y J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11:261–269.

Lara, B., L. Velásquez, I. Rodríguez. 2007. Especialización económica en Sonora: Características y retos al inicio del nuevo milenio. *Región y sociedad*. 19:27-49.

Lonsdale, W. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*. 80: 1522–1536

López, M., G. Solís, J. Murrieta y R. López. 2010. Percepción de los ganaderos respecto a la sequía. Viabilidad de un manejo de los agostaderos que prevenga sus efectos negativos. *Estudios Sociales*. 17:221-241

- Marshall, V. M., M. M. Lewis y B. Ostendorf. 2012. Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) as an invader and threat to biodiversity in arid environments: A review. *Journal of Arid Environments*. 78:1–12.
- Masera, O. R. 1996. Deforestación y degradación forestal en México. Documento de trabajo núm. 19. Grupo interdisciplinario de tecnología rural apropiada. GIRA A.C., Pátzcuaro, Michoacán, México.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. Lonsdale, H. Evans, M. Clout, y F. Bazzaz. 2000. Invasiones biológicas: causas, epidemiología, consecuencias globales y control. *Tópicos en Ecología*. 5:1-20
- McIvor J. G., A. J. Ash, y A. C. Grice. 2000. Introduced grasses: do they add value or should they be vilified? En: *Proceedings of the Northern Grassy Landscapes Conference*, Katherine, Northern Territory. Cooperative Research for the Sustainable Development of Tropical Savannas. Darwin, Northern Territory, Australia.
- McIvor, J. G. 2003. Competition affects survival and growth of buffel grass seedlings. Is buffel grass a coloniser or an invader? *Tropical Grasslands* 37:176–181.
- Meneses-Tovar, C. L. 2011. El índice normalizado diferencial de la vegetación. *Unasyva* No.238. 62:39–46.
- Molina-Guerra, V. M., M. Pando-Moreno, E. Alanís-Rodríguez, P. A. Canizales-Velázquez, H. G. Rodríguez y J. Jiménez-Pérez. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 4(2):361–371.
- Montaño-Arias, N., R. García-Sánchez, G. Ochoa-de la Rosa y A. Monroy-Ata. 2006. Relación entre la vegetación arbustiva, el mezquite y el suelo de un ecosistema semiárido en México. *TERRA Latinoamericana*. 24:193-205.

- Mueller-Dombois, D., y H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons, Inc. Estados Unidos de América.
- Perramond, E. 2001. La ganadería sonorensis y los cambios ecológicos: una propuesta. 108-113 p. En: Hernández, L. (Comp.) 2001. *Historia Ambiental de la Ganadería en México*. Instituto de Ecología. A.C. Xalapa, Veracruz, México.
- Richardson, D. M., y P. Pyšek. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*. 30(3):409-431
- Romo, J. R. 2006. *Conservation and the changing pattern of land cover and land use in central Sonora, Mexico*. Tesis de Maestría. Environmental Sciences and Policy. Northern Arizona University. Flagstaff, Arizona, Estados Unidos de América.
- Running, S.W., C. Justice, V. Salomonson, D. Hall, J. Barker, Y. Kaufman, A. Strahler, A. Huete, J. Muller, V. Vanderbilt, Z. Wan, P. Teillet y D. Carneggie. 1994. Terrestrial remote sensing science and algorithms planned for EOS/MODIS. *International Journal of Remote Sensing*. 15(17):3587–3620.
- Saucedo-Monarque, E., E. Garcia-Moya, A. E. Castellanos-Villegas y J. L. Flores-Flores. 1997. Effect on species richness of the introduction of buffelgrass. *Agrociencia* 31:83-90.
- Shea, K. y P. Chesson. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 17(4):170–176.
- Schowengerdt, R. 2007. *Remote sensing: Models and methods for image processing*. Academic Press. Londres, Reino Unido.
- Soria-Ruiz, J. y R. Granados-Ramírez. 2005. Relación entre los índices de vegetación obtenidos de los sensores AVHRR del satélite NOAA y TM del Landsat. *Ciencia Ergo Sum*. 12:167-174.

- Tan B., J. Morisette, R. Wolfe, F. Gao, G. Ederer, J. Nightingale y J. Pedelty. 2010. An Enhanced TIMESAT Algorithm for Estimating Vegetation Phenology Metrics From MODIS Data. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*. 2:361–371.
- USGCRP. 2000. Preparing for a changing climate. The potential consequences of climate variability and change. Report of the Southwest Regional Assessment Group. U.S. Global Change Research Program. Estados Unidos de América.
- Ward, J. P., S. E. Smith y M. P. McClaran. 2006. Water requirements for emergence of buffelgrass (*Pennisetum ciliare*). *Weed Science*. 54:720–725.
- Wardlow, B. D., S. Egbert y J. Kasten. 2007. Analysis of timeseries MODIS 250 m vegetation index data for crop classification in the US Central Great Plains. *Remote Sensing of Environment*. 108(3):290-310.
- Williams, D. G. y Z. Baruch. 2000. African grass invasion in the Americas: Ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biological Invasions*. 2:123–140.
- Yetman, D. y A. Búrquez. 1994. Buffelgrass-Sonoran Desert nightmare. *The Arizona Riparian Council Newsletter*. 7(3):7-10.
- Zhang, X., M. Friedl, C. Schaaf, A. H. Strahler, J. Hodges, F. Gao, B. C. Reed y A. Huete. 2003. Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote Sensing of Environment* 84:471–475.

APÉNDICES

Apéndice 1. Cobertura de especies vegetales en los sitios de estudio. Se muestra el porcentaje de cobertura de Tuxen-Ellenberg y la cobertura promedio por especie para todos los sitios. Junto al nombre de la especie, entre paréntesis, se muestra un número que representa al estrato vegetal en el que se encontró la especie: (1) estrato arbóreo, (2) estrato arbustivo y (3) estrato herbáceo.

Especie	Sitios										Cobertura promedio (%)
	1	2	3	5	6	8	9	10	11		
<i>Acacia cochliacantha</i> (1)	0	0	0	0	0	37.5	0	37.5	0	5.36	
<i>Acacia constricta</i> (1)	0	0	0.1	0	0.1	0	0	0	0	0.03	
<i>Acacia cymbispina</i> (1)	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.01	
<i>Acacia greggi</i> (1)	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.1	0.01	
<i>Acacia occidentalis</i> (1)	0	0	0	0	0	15	0	0.1	0	2.14	
<i>Bursera fagaroides</i> (1)	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0.01	
<i>Bursera laxiflora</i> (1)	0	0	0.1	0	0	15	0	0.1	0	2.16	
<i>Eysenhardtia sp.</i> (1)	0	0	0	0	0	15	0	0.1	0	2.14	
<i>Forchammeria watsonii</i> (1)	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0.01	
<i>Guaiacum coulteri</i> (1)	0	0.1	0.1	0	0	0	0.1	0	0	0.04	
<i>Havardia</i> (1)	0	0	0	0	0	15	0	0	0	2.14	
<i>Jatropha cordata</i> (1)	0	0	0	0	0	15	0	15	0	2.14	
<i>Karwinskia sp.</i> (1)	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.00	
<i>Nissolia sp.</i> (1)	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.00	
<i>Olneya tesota</i> (1)	15	2.5	0.1	0	15	0	15	0	37.5	6.80	
<i>Parkinsonia floridum</i> (1)	0	0.1	0	0	0	0	15	0	0	2.16	
<i>Parkinsonia microphylla</i> (1)	15	0.1	0.1	0	2.5	15	0	0	0	4.67	
<i>Parkinsonia preacox</i> (1)	0	0	0	15	2.5	0.1	0	15	0.1	2.51	
<i>Parkinsonia sp.</i> (1)	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.00	
<i>Prosopis articulata</i> (1)	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.00	

<i>Prosopis laevigata</i> (1)	0	0	0	0	15	0	0	0	0	2.14
<i>Prosopis velutina</i> (1)	15	0.1	0.1	37.5	0	0	0.1	0	2.5	7.54
<i>Stenocereus thurberi</i> (1)	0	0	0	0.1	0.1	0.1	0	0.1	0	0.04
<i>Abutilon</i> sp. (2)	0	0	0	0	0	2.5	0	0	0	0.36
<i>Acacia cochliacantha</i> (2)	0	0	0.1	0	0	0	0	15	0.1	0.01
<i>Acacia cymbispina</i> (2)	0	0	0	0	0	0	2.5	0	0	0.36
<i>Acacia greggi</i> (2)	0	0	0	0	0	0	0	0.1	15	0.00
Acanthaceae (2)	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.1	0.01
<i>Agave angustifolia</i> (2)	0	0	0	0	0	0.1	0	2.5	0	0.01
<i>Bursera microphylla</i> (2)	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0.01
<i>Caesalpinia pumila</i> (2)	0	0.1	0.1	0	0	15	0	0.1	15	2.17
<i>Calliandra eriophylla</i> (2)	0	0.1	2.5	37.5	0	15	0	0	0	7.87
<i>Cassia</i> sp. (2)	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.01
<i>Celtis</i> sp. (2)	0	0	0.1	0	0	0	0.1	0	15	0.03
<i>Condalia</i> sp. (2)	0	0	0	0	0	15	0	15	0	2.14
<i>Croton</i> sp. (2)	0	0	0	0	0	15	2.5	15	0	2.50
<i>Croton sonorae</i> (2)	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0.01
<i>Cylindropuntia arbuscula</i> (2)	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0.1	15	0.03
<i>Echinocactus</i> sp. (2)	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0.01
<i>Encelia farinosa</i> (2)	0.1	2.5	2.5	0	0	0	0	0	0	0.73
Especie1 (2)	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.01
<i>Fouquieria macdougalii</i> (2)	0	0	0	0.1	0	0.1	0	15	0	0.03
<i>Guaiacum coulteri</i> (2)	0	0.1	0	0	0	0	0	0.1	0	0.01
<i>Havardia</i> (2)	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0.01
<i>Ipomea</i> sp. (2)	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.00

<i>Janusia sp. (2)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.00
<i>Jacquinia sp. (2)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.00
<i>Jatropha cardiophylla (2)</i>	15	0.1	0.1	0	0.1	0	0.1	0	15	2.20
<i>Jatropha cordata (2)</i>	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0.00
<i>Karwinskia sp. (2)</i>	0	0	0	0	0	15	0	15	0	2.14
<i>Lophocereus schottii (2)</i>	0.1	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.03
<i>Lycium sp. (2)</i>	0	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0.1	15	2.5	0.07
<i>Mimosa laxiflora (2)</i>	2.5	0.1	0.1	0	2.5	15	15	15	37.5	5.03
<i>Olneya tesota (2)</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01
<i>Opuntia sp. (2)</i>	0.1	0.1	0	0	0.1	0	0	0	0	0.04
<i>Opuntia fulgida (2)</i>	0	2.5	2.5	0	0	0.1	0.1	0	0.1	0.74
<i>Cylindropuntia leptocaulis (2)</i>	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0	0.03
<i>Parkinsonia microphylla (2)</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01
<i>Phaulothamnus spinescens (2)</i>	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0	2.5	0.03
<i>Prosopis velutina (2)</i>	0.1	0	0	0	2.5	0	0.1	0	0	0.39
<i>Randia thurberi (2)</i>	0	0	0.1	0	0	0	15	15	0.1	2.16
<i>Sapium sp. (2)</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.01
<i>Stenocereus alamosensis (2)</i>	2.5	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0.37
<i>Stenocereus thurberi (2)</i>	0	0.1	0	0.1	0	0	0.1	0.1	15	0.04
<i>Abutilon sp. (3)</i>	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0.01
<i>Acanthacea (3)</i>	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0	0.03
<i>Amaranthus sp. (3)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0.00
<i>Aristida sp. (3)</i>	0	0	15	0	0	0	0	15	0	2.14
<i>Bouteloua sp. (3)</i>	15	15	37.5	37.5	37.5	15	62.5	15	87.5	31.43

<i>Calliandra sp. (3)</i>	0	0	0	0	0	0	15	0	15	2.14
<i>Commelina sp. (3)</i>	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.1	0.01
<i>Krameria sp. (3)</i>	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.01
<i>Eriogonum sp. (3)</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.01
<i>Erioneuron sp. (3)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.00
<i>Ambrosia confertiflora (3)</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.01
Sterculiaceae (3)	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.00
<i>Ibervillea sp. (3)</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.01
<i>Nissolia sp. (3)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.00
Especie 2 (3)	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.00
Especie 3 (3)	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.01
<i>Setaria grisebachii (3)</i>	0	0	2.5	0.1	0	2.5	2.5	0.1	0.1	1.09
<i>Cenchrus ciliaris (3)</i>	15	0	0.1	0.1	2.5	15	2.5	0.1	2.5	5.03
<i>Tidestromia lanuginosa (3)</i>	0	0.1	2.5	0	15	15	0	0	15	4.66
<i>Tragia sp. (3)</i>	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.01
<i>Portulaca sp. (3)</i>	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0.01

Apéndice 2. Correlación de Spearman entre *Cenchrus ciliaris* y el resto de especies encontradas en los muestreos.

Estrato	Especie	$\rho_{x,y}$ <i>Cenchrus ciliaris</i>	p valor	n
Arbóreo	<i>Acacia cochliacantha</i>			2
Arbóreo	<i>Acacia constricta</i>			2
Arbóreo	<i>Acacia cymbispina</i>			1
Arbóreo	<i>Acacia greggi</i>			2
Arbóreo	<i>Acacia occidentalis</i>	1.000**		2
Arbóreo	<i>Bursera fagaroides</i>			0
Arbóreo	<i>Bursera laxiflora</i>	1.000**		3
Arbóreo	<i>Eysenhardtia sp.</i>	1.000**		2
Arbóreo	<i>Forchammeria watsonii</i>			1
Arbóreo	<i>Guaiacum coulteri</i>			2
Arbóreo	<i>Havardia</i>			1
Arbóreo	<i>Jatropha cordata</i>			2
Arbóreo	<i>Karwinskia sp.</i>			1
Arbóreo	<i>Nissolia sp.</i>			1
Arbóreo	<i>Olneya tesota</i>	.500	.391	5
Arbóreo	<i>Parkinsonia floridum</i>			1
Arbóreo	<i>Parkinsonia microphylla</i>	1.000**		4
Arbóreo	<i>Parkinsonia preacox</i>	-.917*	.029	5
Arbóreo	<i>Parkinsonia sp.</i>			1
Arbóreo	<i>Prosopis articulata</i>			1
Arbóreo	<i>Prosopis laevigata</i>			1
Arbóreo	<i>Prosopis velutina</i>	.054	.931	5
Arbóreo	<i>Stenocereus thurberi</i>			4
Arbustivo	<i>Abutilon sp.</i>			1
Arbustivo	<i>Acacia cochliacantha</i>	-.500	.667	3
Arbustivo	<i>Acacia cymbispina</i>			1
Arbustivo	<i>Acacia greggi</i>	1.000**		2

Arbustivo	<i>Acanthaceae</i>			2
Arbustivo	<i>Agave angustifolia</i>	-1.000**		2
Arbustivo	<i>Bursera microphylla</i>			1
Arbustivo	<i>Caesalpinia pumila</i>	.943	.057	4
Arbustivo	<i>Calliandra eriophylla</i>	0.000	1.000	3
Arbustivo	<i>Cassia sp.</i>			1
Arbustivo	<i>Celtis sp.</i>	.500	.667	3
Arbustivo	<i>Condalia sp.</i>			2
Arbustivo	<i>Croton sp.</i>	0.000	1.000	3
Arbustivo	<i>Croton sonorae</i>			1
Arbustivo	<i>Cylindropuntia arbuscula</i>	.577	.423	4
Arbustivo	<i>Echinocactus sp.</i>			1
Arbustivo	<i>Encelia farinosa</i>	-1.000**		2
Arbustivo	Especie 1			1
Arbustivo	<i>Fouquieria macdougalii</i>	-.500	.667	3
Arbustivo	<i>Guaiacum coulteri</i>			1
Arbustivo	<i>Havardia</i>			1
Arbustivo	<i>Ipomea sp.</i>			1
Arbustivo	<i>Janusia sp.</i>			1
Arbustivo	<i>Jacquinia sp.</i>			1
Arbustivo	<i>Jatropha cardiophylla</i>	.645	.239	5
Arbustivo	<i>Jatropha cordata</i>			1
Arbustivo	<i>Karwinskia sp.</i>			2
Arbustivo	<i>Lophocereus schottii</i>			2
Arbustivo	<i>Lycium sp.</i>	-.115	.828	6
Arbustivo	<i>Mimosa laxiflora</i>	.149	.751	7
Arbustivo	<i>Olneya tesota</i>			1
Arbustivo	<i>Opuntia sp.</i>			2
Arbustivo	<i>Opuntia fulgida</i>	-.816	.184	4
Arbustivo	<i>Cylindropuntia leptocaulis</i>			2

Arbustivo	<i>Parkinsonia microphylla</i>			1
Arbustivo	<i>Phaulothamnus spinescens</i>	1.000**		3
Arbustivo	<i>Prosopis velutina</i>	-.500	.667	3
Arbustivo	<i>Randia thurberi</i>	0.000	1.000	4
Arbustivo	<i>Sapium sp.</i>			1
Arbustivo	<i>Stenocereus alamosensis</i>	.866	.333	3
Arbustivo	<i>Stenocereus thurberi</i>	.577	.423	4
Herbáceo	<i>Abutilon sp.</i>			2
Herbáceo	Acanthacea			2
Herbáceo	<i>Amaranthus sp.</i>			1
Herbáceo	<i>Aristida sp.</i>			2
Herbáceo	<i>Bouteloua sp.</i>	-.212	.614	8
Herbáceo	<i>Calliandra sp.</i>			2
Herbáceo	<i>Commelina sp.</i>			2
Herbáceo	<i>Krameria sp.</i>			1
Herbáceo	<i>Eriogonum sp.</i>			1
Herbáceo	<i>Erioneuron sp.</i>			1
Herbáceo	<i>Ambrosia confertiflora</i>			1
Herbáceo	Sterculiaceae			1
Herbáceo	<i>Ibervillea sp.</i>			1
Herbáceo	<i>Nissolia sp.</i>			1
Herbáceo	Especie 2			2
Herbáceo	Especie 3			1
Herbáceo	<i>Setaria grisebachii</i>	.422	.405	6
Herbáceo	<i>Cenchrus ciliaris</i>	1.000		8
Herbáceo	<i>Tidestromia lanuginosa</i>	.816	.184	4
Herbáceo	<i>Tragia sp.</i>			1
Herbáceo	<i>Portulaca sp.</i>			1

Apéndice 3. Correlación de Spearman (ρ) entre variables. En la primera fila de cada variable se encuentra el valor obtenido del análisis de correlación de Pearson. Marcados con * son aquellos valores que presentan una correlación significativa al nivel 0.05 y los marcados con ** presentan una correlación significativa al nivel 0.01. n= 11

	C.		C.		C.		R.		R.	
	Total	Arboles	Arbustos	Hierbas	Buffel	Total	Arboles	Arbustos	Hierbas	R.
C. Total (ρ)	1.000	.726*	.819**	.798**	.191	.773**	.433	.690*	.686*	
Sig. (Bilateral)		.011	.002	.003	.575	.005	.184	.019	.020	
C. Arboles (ρ)	.726*	1.000	.453	.296	.426	.621*	.402	.656*	.425	
Sig. (Bilateral)	.011		.162	.376	.191	.042	.221	.028	.192	
C. Arbustos (ρ)	.819**	.453	1.000	.595	-.176	.742**	.204	.502	.812**	
Sig. (Bilateral)	.002	.162		.053	.606	.009	.547	.116	.002	
C. Hierbas (ρ)	.798**	.296	.595	1.000	.295	.507	.115	.432	.611*	
Sig. (Bilateral)	.003	.376	.053		.379	.112	.736	.185	.046	
C. Buffel (ρ)	.191	.426	-.176	.295	1.000	-.172	-.286	-.002	.080	
Sig. (Bilateral)	.575	.191	.606	.379		.614	.394	.994	.814	
R. Total (ρ)	.773**	.621*	.742**	.507	-.172	1.000	.461	.897**	.719*	
Sig. (Bilateral)	.005	.042	.009	.112	.614		.154	.000	.013	
R. Arboles (ρ)	.433	.402	.204	.115	-.286	.461	1.000	.444	.007	
Sig. (Bilateral)	.184	.221	.547	.736	.394	.154		.171	.983	
R. Arbustos (ρ)	.690*	.656*	.502	.432	-.002	.897**	.444	1.000	.439	
Sig. (Bilateral)	.019	.028	.116	.185	.994	.000	.171		.177	

	C.		C.		C.		R.		R.	
	Total	Arboles	Arbustos	Hierbas	Buffel	Total	Arboles	Arbustos	Hierbas	Total
R. Hierbas (ρ)	.686*	.425	.812**	.611*	.080	.719*	.007	.439	1.000	
Sig. (Bilateral)	.020	.192	.002	.046	.814	.013	.983	.177		
Inicio (ρ)	-.550	-.486	-.691*	-.330	-.217	-.411	.204	-.259	-.704*	
Sig. (Bilateral)	.079	.130	.019	.322	.522	.210	.548	.442	.016	
Duración (ρ)	-.420	.030	-.448	-.483	.408	-.639*	-.323	-.667*	-.262	
Sig. (Bilateral)	.198	.930	.166	.133	.213	.034	.333	.025	.437	
I. Menor (ρ)	.858**	.648*	.754**	.628*	.228	.539	.378	.361	.692*	
Sig. (Bilateral)	.001	.031	.007	.039	.501	.087	.252	.276	.018	
I. Mayor (ρ)	.757**	.654*	.593	.537	.354	.437	.323	.304	.628*	
Sig. (Bilateral)	.007	.029	.055	.088	.285	.179	.332	.363	.039	
Prec. Total (ρ)	.313	.320	.153	.227	.020	.528	.197	.704*	.180	
Sig. (Bilateral)	.349	.337	.654	.501	.953	.095	.561	.016	.596	
Prec. Verano (ρ)	.313	.320	.153	.227	.020	.528	.197	.704*	.180	
Sig. (Bilateral)	.349	.337	.654	.501	.953	.095	.561	.016	.596	
Prec. Invierno (ρ)	-.474	-.261	-.693*	-.227	.091	-.205	-.035	.049	-.510	
Sig. (Bilateral)	.141	.437	.018	.501	.789	.545	.920	.887	.109	
Prec. Otoño (ρ)	.709*	.501	.807**	.398	-.076	.601	.183	.479	.646*	
Sig. (Bilateral)	.015	.116	.003	.225	.824	.050	.591	.136	.032	

	Inicio	Duración	I. Menor	I. Mayor	Prec. Total	Prec. Verano	Prec. Invierno	Prec. Otoño
C. Total (ρ)	-.550	-.420	.858**	.757**	.313	.313	-.474	.709*
Sig. (Bilateral)	.079	.198	.001	.007	.349	.349	.141	.015
C. Arboles (ρ)	-.486	.030	.648*	.654*	.320	.320	-.261	.501
Sig. (Bilateral)	.130	.930	.031	.029	.337	.337	.437	.116
C. Arbustos (ρ)	-.691*	-.448	.754**	.593	.153	.153	-.693*	.807**
Sig. (Bilateral)	.019	.166	.007	.055	.654	.654	.018	.003
C. Hierbas (ρ)	-.330	-.483	.628*	.537	.227	.227	-.227	.398
Sig. (Bilateral)	.322	.133	.039	.088	.501	.501	.501	.225
C. Buffel (ρ)	-.217	.408	.228	.354	.020	.020	.091	-.076
Sig. (Bilateral)	.522	.213	.501	.285	.953	.953	.789	.824
R. Total (ρ)	-.411	-.639*	.539	.437	.528	.528	-.205	.601
Sig. (Bilateral)	.210	.034	.087	.179	.095	.095	.545	.050
R. Arboles (ρ)	.204	-.323	.378	.323	.197	.197	-.035	.183
Sig. (Bilateral)	.548	.333	.252	.332	.561	.561	.920	.591
R. Arbustos (ρ)	-.259	-.667*	.361	.304	.704*	.704*	.049	.479
Sig. (Bilateral)	.442	.025	.276	.363	.016	.016	.887	.136
R. Hierbas (ρ)	-.704*	-.262	.692*	.628*	.180	.180	-.510	.646*
Sig. (Bilateral)	.016	.437	.018	.039	.596	.596	.109	.032

	Inicio	Duración	I. Menor	I. Mayor	Prec. Total	Prec. Verano	Prec. Invierno	Prec. Otoño
Inicio (ρ)	1.000							
Sig. (Bilateral)		-.055	-.726*	-.735*	-.156	-.156	.748**	-.865**
		.873	.011	.010	.646	.646	.008	.001
Duración (ρ)	-.055	1.000						
Sig. (Bilateral)	.873		-.073	.082	-.506	-.506	-.136	-.243
			.832	.811	.112	.112	.690	.471
I. Menor (ρ)	-.726*	-.073	1.000					
Sig. (Bilateral)	.011	.832		.966**	.156	.156	-.691*	.808**
			1.000	.000	.648	.648	.019	.003
I. Mayor (ρ)	-.735*	.082	.966**	1.000				
Sig. (Bilateral)	.010	.811	.000		.195	.195	-.624*	.771**
			1.000	.565	.565	.565	.040	.006
Prec. Total (ρ)	-.156	-.506	.156	.195	1.000	1.000**	.375	.375
Sig. (Bilateral)	.646	.112	.648	.565			.256	.256
Prec. Verano (ρ)	-.156	-.506	.156	.195	1.000**	1.000	.375	.375
Sig. (Bilateral)	.646	.112	.648	.565			.256	.256
Prec. Invierno (ρ)	.748**	-.136	-.691*	-.624*	.375	.375	1.000	-.719*
Sig. (Bilateral)	.008	.690	.019	.040	.256	.256		.013
Prec. Otoño (ρ)	-.865**	-.243	.808**	.771**	.375	.375	-.719*	1.000
Sig. (Bilateral)	.001	.471	.003	.006	.256	.256	.013	