

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE AGRONOMÍA
DEPARTAMENTO DE PARASITOLOGÍA



Efecto Del Corte, Quema y Herbicida En La Estructura y Diversidad De Especies En Un
Zacatal De *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth En El Sureste De Coahuila,
México

Por:

MARTIN TORRES MORA

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO AGRÓNOMO PARASITÓLOGO

Saltillo, Coahuila, México

Marzo, 2022

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE AGRONOMÍA
DEPARTAMENTO DE PARASITOLOGÍA

Efecto Del Corte, Quema y Herbicida En La Estructura y Diversidad De Especies En Un
Zacatal De *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth En El Sureste De
Coahuila, México

por:

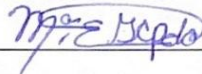
MARTIN TORRES MORA

TESIS

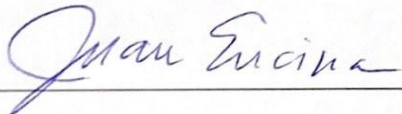
Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO AGRÓNOMO PARASITÓLOGO

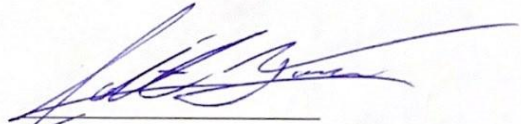
Aprobada por el Comité de Asesoría:



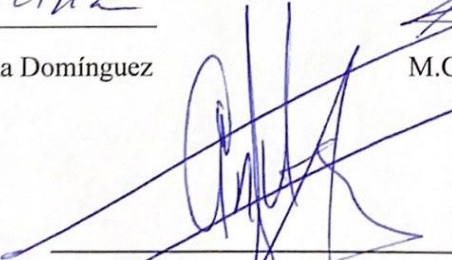
Dra. Ma. Elizabeth Galindo Cepeda
Asesor Principal



Dr. Juan Antonio Encina Domínguez
Coasesor



M.C. Sait Juanes Márquez
Coasesor



Dr. José Antonio González Fuentes
Coordinador de la División de Agronomía



Saltillo, Coahuila, México

Marzo, 2022

Declaración de no plagio

El autor quien es el responsable directo, jura bajo protesta de decir verdad que no se incurrió en plagio o conducta académica incorrecta en los siguientes aspectos:

Reproducción de fragmentos o textos sin citar la fuente o autor original (corta y pega); reproducir un texto propio publicado anteriormente sin hacer referencia al documento original (auto plagio); comprar, robar o pedir prestados los datos o la tesis para presentarla como propia; omitir referencias bibliográficas o citar textualmente sin usar comillas; utilizar ideas o razonamientos de un autor sin citarlo; utilizar material digital como imágenes, videos, ilustraciones, graficas, mapas o datos sin citar al autor original y/o fuente, así mismo tengo conocimiento de que cualquier uso distinto de estos materiales como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por las autoridades correspondientes.

Por lo anterior me responsabilizo de las consecuencias de cualquier tipo de plagio en caso de existir y declaro que este trabajo es original.

Pasante



Martin Torres Mora

DEDICATORIA

A MIS PADRES:

Ausencio Torres Díaz y **Rafaela Mora García**, por darme la vida y ser el pilar fundamental en mi formación académica, me han dado todo lo que soy como persona, mis valores, mis principios, mi perseverancia y empeño, todo ello de una manera incondicional y con amor de padres. Gracias por confiar en mí, por apoyarme en las buenas y en las malas, por sus preocupaciones por mi bienestar, por crear en mí la ilusión de cumplir mis metas y por enseñarme que en la vida jamás hay que rendirse. Es un orgullo y honor tenerlos como padres, son y serán mi más grande fortaleza y guía para seguir.

A MIS HERMANOS:

Quienes comparten conmigo este gran logro, por su apoyo incondicional y por tener las esperanzas en mí. **Rudi Aquilino Torres Mora** y **Antonio Torres Mora**.

MI FAMILIA:

A todos en general, abuelos, tíos y primos, por su apoyo, cariño y consejos que me han brindado durante el trayecto de mi vida y en mi formación profesional. Dios los bendiga.

AGRADECIMIENTOS

Primero que nada, quiero agradecer a Dios por guiar mi camino durante esta y todas las etapas de mi vida, por darme las fuerzas para salir adelante, por acompañarme en todo momento y poder culminar este gran sueño.

A mi “Alma Terra Mater” Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, por darme la oportunidad de realizar mis estudios, por permitirme conocer gente extraordinaria como mis maestros que me ayudaron en mi formación compartiéndome sus conocimientos sobre la agricultura y la vida, gracias por todas las oportunidades que me brindó para poder ser parte del Equipo Internacional de Identificación de Plantas de Pastizales, para representar a esta gran casa en Estados Unidos, y gracias por permitirme conocer grandes amistades y gente que me apoyó durante mi formación universitaria.

A la **Dra. Ma. Elizabeth Galindo Cepeda**, por la amistad, acompañamiento y asesoría desde mi llegada a la universidad, por la motivación en los momentos buenos y difíciles de mi carrera, gracias por los conocimientos adquiridos y por ser parte de este proyecto.

A el **Dr. Juan Antonio Encina Domínguez**, por permitirme trabajar en este gran proyecto que me es de mucha ayuda para culminar mi carrera universitaria, por asesorarme, por su valioso tiempo para la realización de tesis y por compartirme sus conocimientos durante todo este tiempo.

Al **M.C. Sait Juanes Márquez**, por su gran amistad y enorme apoyo en la realización de este proyecto, quien me acompañó y guió en todo el proceso, por su valioso tiempo en la revisión de este trabajo, por sus sugerencias y valiosas opiniones.

A mis maestros por darme las herramientas y compartirme sus conocimientos durante toda mi estancia en esta universidad, por su apoyo para salir adelante y cumplir mis sueños de ser un ingeniero agrónomo.

A mis amigos Javier Eliorep Rodríguez, Ma. del Carmen, Fernanda Soria, Jaime Cruz, Juan de Dios Martínez, Yedid Vásquez, Hugo Lisandro y Arley Gómez, por ser esos grandes amigos que compartieron grandes momentos conmigo, por todo el apoyo en la universidad, gracias, son personas de un corazón enorme, los valoro y admiro. Y a todas esas personas que me encontré en el trayecto de mi carrera universitaria, los que me apoyaron y motivaron. Gracias.

ÍNDICE

ÍNDICE DE CUADROS.....	X
ÍNDICE DE FIGURAS	XI
RESUMEN	XII
ABSTRACT.....	XIII
I. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Justificación	3
1.2 Objetivo general.....	3
1.3 Hipótesis	3
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1 Pastizales en México y Coahuila	4
2.2 Sucesión ecológica.....	5
2.2.1 Modelos de la sucesión	6
2.3 Tipos de Sucesión Ecológica	6
2.3.1 Sucesión primaria.....	6
2.3.2 Sucesión Secundaria	7
2.4 Descripción de la especie.....	8
2.5 Especies oportunistas	9
2.6 Glifosato.....	10
2.7 Control físico	11
2.8 Quema controlada	11
2.9 Quema prescrita	12
2.10 Fuego en pastizales	12
2.11 Manejo del fuego	13

2.12 Régimen de fuego	15
2.13 Diversidad y riqueza de especies	15
2.14 Métodos para medir la diversidad alfa (α).....	16
2.14.1 Índice de Margalef	17
2.14.2 Índice de Menhinick.....	17
2.14.3 Índice de dominancia de Simpson	17
2.14.4 Índice de dominancia de Berger Parker	17
2.14.5 Índice de Shannon-Wiener (H)	17
2.14.6 Índice de Pielou (J)	18
2.15 Métodos para medir la Diversidad beta (β)	18
2.15.1 Índice de similitud/disimilitud.	18
2.15.2 Índice de similitud de Jaccard	19
2.15.3 Índice de Similitud de Sorensen.....	19
2.15.4 Índice de diversidad beta de Wilson y Shmida	19
2.16 Métodos para medir la Diversidad Gamma (γ).....	19
III. MATERIALES Y MÉTODOS	21
3.1 Descripción del área de estudio	21
3.1.1 Clima.....	21
3.1.2 Suelos	21
3.1.3 Vegetación	23
3.2 Metodología.....	23
3.2.1 Tratamientos aplicados	24
3.2.2 Determinación de riqueza de especies.	26
3.2.3 Composición florística	27
3.2.4 Dominancia	28

3.2.5 Frecuencia	29
3.2.6 Frecuencia relativa	29
3.3 Diversidad de especies.....	29
3.3.1 Índice de Margalef	29
3.3.2 Índice de Shannon-Wiener (H)	30
3.3.3 Índice de dominancia de Simpson (D).....	30
3.3.4 Índice de Pielou (J)	31
3.4 Curva de acumulación de especies	31
3.5 Análisis estadísticos.....	32
IV. RESULTADOS.....	33
4.1 Riqueza y diversidad de especies.....	33
4.2 Estadística Comparativa	37
V. DISCUSIÓN	41
VI. CONCLUSIONES.....	45
VII. RECOMENDACIONES.....	46
VIII. LITERATURA CITADA	47

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Atributos estructurales de un zacatal dominado por Pasto picoso (<i>Amelichloa clandestina</i>) aplicando corte en la estación de primavera.	34
Cuadro 2. Atributos estructurales de un zacatal dominado por Pasto picoso (<i>Amelichloa clandestina</i>) aplicando un herbicida en su dosis mínima (Glifosato = 2.3 L / ha).	35
Cuadro 3. Atributos estructurales de un zacatal dominado por Pasto picoso (<i>Amelichloa clandestina</i>) aplicando quema	35
Cuadro 4. Atributos estructurales de un zacatal dominado por Pasto picoso (<i>Amelichloa clandestina</i>) en el noreste de Coahuila.	36
Cuadro 5. Índices de diversidad de Shannon, Pielou y Simpson para los tratamientos establecidos.....	37
Cuadro 6. Análisis de varianza (ANOVA) para la variable altura de <i>Amelichloa clandestina</i>	37
Cuadro 7. Análisis de varianza (ANOVA) para la variable cobertura aérea de <i>Amelichloa clandestina</i>	38
Cuadro 8. Análisis de varianza (ANOVA) para la densidad de <i>Amelichloa clandestina</i>	39

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización geográfica del área de estudio en el Rancho Los Ángeles.....	22
Figura 2. Distribución de los tratamientos dentro de un conglomerado.....	23
Figura 3. Distribución de parcelas de 10 x 10 en un zacatal semidesértico invadido por <i>Amelichloa clandestina</i> , situado en el Rancho Los Ángeles, en el municipio de Saltillo, Coahuila, México.	26
Figura 4. Distribución de cuadrantes de 2 x 2, para determinar riqueza de especies.	27
Figura 5. Curva de acumulación de especies de los tratamientos corte, quema, herbicida y testigo mediante el ajuste de la ecuación de Clech.....	33
Figura 6. Prueba de HSD de Tukey de las diferencias de medias de mínimos cuadrados para altura de <i>Amelichloa clandestina</i> . (\pm error estándar). Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente distintos en las comparaciones entre grupos para $P < 0.05$	38
Figura 7. Prueba de HSD de Tukey de las diferencias de medias de mínimos cuadrados para cobertura aérea de <i>Amelichloa clandestina</i> . (\pm error estándar) Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente distintos en las comparaciones entre grupos para $P < 0.05$	39
Figura 8. Prueba de HSD de Tukey de las diferencias de medias de mínimos cuadrados para densidad de <i>Amelichloa clandestina</i> . (\pm error estándar) Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente distintos en las comparaciones entre grupos para $P < 0.05$	40

RESUMEN

El presente estudio se realizó en el rancho ganadero experimental Los Ángeles, en el sureste de Coahuila, con el objetivo de evaluar el efecto de la aplicación de corte, quema y herbicida en la riqueza y diversidad de especies en un zacatal dominado por el zacate *Amelichloa clandestina*, especie oportunista, que se establece después del abandono de áreas agrícolas. En dos áreas de zacatal de 40 y 60 ha, en cada una se evaluaron cuatro tratamientos: Corte de la cubierta vegetal de la especie a una altura de 10 cm del suelo, con el fin de reducir su cobertura. Aplicación del herbicida glifosato, producto sistémico no selectivo usado a dosis mínima (2.3 L/ha), complementado con 15 ml de jabón líquido como adherente. Aplicación de quema controlada, mediante la técnica de quema concéntrica, la cual consiste en realizar una línea de encendido en el extremo opuesto a la dirección del viento, después se inicia el encendido en el otro extremo, para que ambas líneas se encuentren y se apaguen una a la otra como referencia un testigo. Se realizaron seis repeticiones por tratamiento (tres repeticiones por área) en parcelas de 10 x 10 m (100 m²). Para evaluar los tratamientos sobre la riqueza y diversidad de especies después del control de *A. clandestina*, durante la temporada de lluvias, en cada parcela se midió la cobertura de las especies presentes, se recolectaron muestras botánicas de las mismas, en especial las que no fueron identificadas para su posterior determinación. En cada esquina de las parcelas, se colocaron cuadrantes de 4 m² (2 x 2 m), donde se identificaron las especies presentes midiendo su altura y cobertura aérea. El tratamiento de herbicida presentó el mejor resultado en el control del *A. clandestina*, ya que, manifestó cifra más baja en altura (17.49 cm), cobertura aérea (7.38 cm²) y densidad (6,750 Ind/ha) de la especie en estudio. Además que resultó con mayor riqueza y diversidad de especies, con 2.46 nats para el índice de Shannon el cual se considera una diversidad media. De esta forma se considera que es la mejor alternativa para mantener la riqueza y diversidad de especies, trayendo beneficios en la calidad química de la capa superficial del suelo, en los ecosistemas y fines agropecuarios.

Palabras clave: Diversidad de especies, Especies invasoras, Herbicida, , Planta oportunista.

ABSTRACT

The present study was carried out at the Los Ángeles experimental cattle ranch, in the southeast of Coahuila, with the objective of evaluating the effect of cutting, burning and herbicide applications on the richness and diversity of species in a zacatal dominated by the *Amelichloa clandestina* species, an opportunistic species, which becomes established after the abandonment of agricultural areas. In two zacatal areas of 40 and 60 ha, four treatments were evaluated in each one: Cutting of the plant cover of the species at a height of 10 cm from the ground, in order to reduce its cover. Application of a herbicide (Glyphosate), a non-selective systemic product used at a minimum dose (2.3 L/ha), supplemented with 15 ml of liquid soap as an adherent. Controlled burning application, by means of the concentric burning technique, which consists of making an ignition line at the end opposite to the wind direction, then ignition starts at the other end, so that both lines meet and turn off. And for reference a witness. Six repetitions were carried out per treatment (three repetitions per area) in plots of 10 x 10 m (100 m²). To have knowledge of the tests and evaluate the changes in the richness and diversity of species after the control of *A. clandestina*, during the rainy season, the coverage of the present species was measured in each plot, botanical samples of them were collected. , especially those that were not identified for later determination. In each corner of the plots, quadrants of 4 m² (2 x 2 m) were placed, where the species present were identified by measuring their height and aerial coverage. Herbicide treatment presented the best result in the control of *A. clandestina*, since it manifested a lower figure in height (17.49 cm), aerial coverage (7.38 cm²) and density (6,750 Ind./Ha) of the species in study. In addition, it resulted with greater richness and diversity of species, with 2.46 nats for the Shannon index, which is considered a medium diversity. Being the best alternative to maintain the richness and diversity of species, bringing benefits in the chemical quality of the surface layer of the soil, in ecosystems and agricultural purposes.

Keywords: Species diversity, herbicide, Invasive species, Opportunistic plant.

I. INTRODUCCIÓN

A nivel global, los gobiernos han dado un enfoque a las especies invasoras como una preocupación ambiental (Millennium Ecosystem Assessment Board 2005). Dado que ha sido identificado como la segunda causa a nivel mundial de la pérdida de biodiversidad (Vitousek, 1996; Leung *et al.*, 2002). Afectan la estructura trófica, causan grandes cambios en el ecosistema e interactúan con muchos otros factores del cambio ambiental global (Dextrase y Mandrak 2005). Amenazan los hábitats naturales (Vitousek *et al.*, 1997) provocando la extinción de especies nativas (Bellard *et al.*, 2016). Este tema se ha convertido en prioritario en el contexto de la Convención de Diversidad Biológica (CDB) de la que México es signatario (March y Martinez 2007).

Se han identificado varias características comunes de las invasiones de especies (Kolar y Lodge, 2001). Las especies invasoras provienen de algún lugar, un rango nativo o una región invadida diferente, y son llevadas a nuevas áreas a través de vectores (Lockwood *et al.*, 2005). Afectan el establecimiento de especies nativas y, en consecuencia la estructura de la comunidad vegetal (Pearson *et al.*, 2018). Además, tienen un elevado potencial para afectar la restauración ecológica, conservación y aprovechamiento sustentable de los recursos naturales (Chornesky *et al.*, 2005).

En la región sureste de Coahuila después del abandono de tierras de cultivo se establece el zacate picoso (*Amelichloa clandestina*) que domina el estrato herbáceo y esto se debe a su agresividad para colonizar terrenos impactados debido a su alta producción de semilla cleistogama y casmogama. Habita en lugares con disturbio, en suelos calcáreos, en matorrales, zacatales y bosques de pino piñonero entre los 800 y los 2,100 m de altitud. En México, su distribución incluye los estados de Coahuila y Nuevo León, introducida a los Estados Unidos de América (Barkworth *et al.*, 1982).

De las prácticas de control más conocidas son el biológico, químico y mecánico (Masters y Sheley, 2001; Wilgen *et al.*, 2001; Vitelli y Pitt, 2006). Entre los mencionados, los controles mecánicos y químicos son los más eficaces y selectivos. El control mecánico permite suprimir

o controlar la especie indeseada mediante cortes de la parte aérea o extracción desde raíz. Sin embargo, en sitios donde la especie ha ocupado grandes áreas o se encuentra formando coberturas de individuos de gran porte, el control mecánico puede constituir una herramienta elevada en costos y altamente laboriosa (Wilgen *et al.*, 2001).

El fuego es un instrumento útil en la explotación de los pastos destinados a la cría del ganado de las zonas áridas del mundo (Kunst y Moscovich, 1996; Bernardis, 2008). En los zacatales, el fuego es considerado como una alternativa de manejo, por su bajo costo y fácil adopción, cuya principal finalidad es la eliminación de material seco que es rechazado por el ganado. Estimulando el crecimiento de pasto nuevo, más tierno, más palatable y de mejor calidad, que es aprovechado por los animales obteniendo mejores resultados en la producción animal (Heringer y Jacques, 2001). Del mismo modo, mediante la quema prescrita, se puede controlar la propagación de especies indeseables, de esta forma, se puede reducir la competencia de estas especies contra especies forrajeras, lo que puede acelerar el ciclo de nutrientes (de Moura y Diniz, 2006).

Los herbicidas son utilizados en gran medida para el control de especies invasoras debido a su rápida efectividad y bajos costos (Kettenring y Adams, 2011). Algunos herbicidas pueden controlar permanentemente las especies indeseadas, mientras que los métodos no químicos solo eliminan los brotes de las plantas y pueden fallar en evitar el surgimiento de nuevas estructuras subterráneas (Espeland *et al.*, 2017). El glifosato es uno de los herbicidas más utilizados en el mundo, post-emergente con un amplio espectro de control, baja toxicidad, acción no selectiva y sistémica (de Souza *et al.*, 2019). Generalmente al tener contacto con el suelo se inactiva rápidamente y tiene una baja toxicidad para los mamíferos (McComb *et al.*, 2008). Controla las plantas susceptibles penetrando vía foliar y transportándose hasta los cloroplastos, donde se encuentra su sitio de acción; es herbicida comercial que inhibe una enzima específica dentro de la ruta metabólica del shikimato, responsable de la síntesis de aminoácidos aromáticos y la producción de otros importantes metabolitos (Jaworski, 1972).

1.1 Justificación

La presente investigación evaluó el efecto del corte de vástagos quema y la aplicación de herbicida en la gramínea *Amelichloa clandestina*, especie oportunista, que se establece después del abandono de áreas agrícolas, en un zacatal mediano abierto, en el rancho los Ángeles de Saltillo, Coahuila, México.

1.2 Objetivo general

Evaluar el efecto de la aplicación de corte, quema y herbicida sobre la riqueza y diversidad de especies en un zacatal de *Amelichloa clandestina*.

1.3 Hipótesis

Al implementar estrategias de control químico y mecánico, como la aplicación de herbicida, quema prescrita y cortes de vástago, se propiciará la disminución en población de la especie invasora y aumentará la riqueza y diversidad de especies después de la supresión de la gramínea *Amelichloa clandestina*.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Pastizales en México y Coahuila

Los pastizales cubren cerca de 3,4 billones de ha en el mundo, lo que equivale a la quinta parte de la superficie continental del planeta (Fisher *et al.*, 1994). México cuenta con más de 300,000 km² de pastizales que corresponden a cerca del 16 % de la superficie total del país (INEGI, 2007). Según Valdés-Reyna (2015) los zacatales ocupan aproximadamente el 8 % del estado Coahuila.

Los zacatales son de importancia ecológica y económica, debido a sus recursos ganaderos, faunísticos, hidrológicos y recreativos, así como a su diversidad biológica (Abbott, 2006). En el norte de México, más del 80% de la superficie corresponde a pastizales, siendo la principal fuente de forraje. La problemática en los pastizales, tales como el sobrepastoreo, erosión, invasión de especies arbustivas en consecuencia se han cuantificado reducciones de cantidad de forraje desde 1961 a la fecha de un 10 a un 85 %, ante esta situación, se debe tener diversificación de sistemas de producción y métodos de manejo para recuperar pastizales deteriorados (Melgoza, 2006).

La riqueza y diversidad que existe en un ecosistema son indicadores importantes al momento de realizar análisis de la biodiversidad con fines de promover su conservación (Luebert y Becerra, 1998). Melgoza (2006) explica que el deterioro es una pérdida de la funcionalidad de los pastizales, desde la visión productiva, es una disminución de la cosecha del forraje, dado que la industria ganadera es la actividad más generalizada en el norte de México, es a través de esta actividad en donde se deben de iniciar fuertes campañas para la recuperación de la funcionalidad de los pastizales.

Un zacatal es una comunidad vegetal donde dominan especies de la familia Poaceae (gramíneas o zacates); se desarrollan en valles con suelos moderadamente profundos, así como en laderas poco inclinadas y mesetas, con altitud de 800 y 2 500 m; con regularidad se mezclan con Bosque de Pino Piñonero y comunidades del Matorral Desértico Chihuahuense

(Valdés-Reyna *et al.*, 2015). Con distribución en regiones de clima templado y semiseco (Rzedowski, 2006).

2.2 Sucesión ecológica

De acuerdo con Ibarra y Gil (2009) reportan la sucesión ecológica como un predecir de los cambios que se dan en los ecosistemas en largos lapsos de tiempo, por ejemplo, la evolución desde suelo desnudo hasta la formación de bosque o la recuperación de la vegetación después de un fuego. La sucesión ecológica implica el reemplazo de elementos como carbono, agua, nitrógeno, fosfatos, musgos, líquenes, pastos, arbustos, árboles etc. del ecosistema por otros de alto o bajo impacto para el mismo. Por ejemplo, en una zona alterada por la deforestación, se inicia un crecimiento en primera instancia de plantas pioneras, luego estas serán reemplazadas por especies arbóreas hasta convertirse en un bosque secundario (Walker y del Moral, 2003).

El término sucesión hace referencia a los cambios que se producen en la composición y estructura de las comunidades después de una perturbación en un medio determinado (Fisher, 1990). Es el proceso de autoorganización, que conlleva una disminución gradual de la entropía paralela a la paulatina disminución de la influencia del ambiente y al progresivo aumento de las interacciones bióticas (Margalef, 1968).

La sucesión es el origen de la teoría ecológica, pocos estudios científicos han buscado amplias generalizaciones en una variedad de sitios sucesionales. Tales estudios comparativos son importantes porque generan información sobre la importancia relativa de los mecanismos de convivencia de una comunidad ecológica (por ejemplo, filtrado ambiental, interacciones bióticas, efectos de prioridad y limitación de la dispersión) en diferentes etapas de sucesión (Chang y HilleRisLambers, 2016). También brindan la oportunidad de comprender las trayectorias sucesionales, incluso si las comunidades se recuperan a un estado anterior o divergen a un nuevo estado (Prach *et al.*, 2016), lo que proporciona una base para comprender e informar la gestión de la restauración (Suding y Hobbs, 2009; Walker y del Moral, 2009).

2.2.1 Modelos de la sucesión

Connell y Slatyer (1977) señalaron tres modelos de mecanismos de sucesión: la facilitación, la tolerancia y la inhibición.

- En la facilitación, las primeras especies de la sucesión modifican el ambiente para que otras especies puedan invadir y desarrollarse hasta lograr su madurez fisiológica.
- La tolerancia se refiere a que las modificaciones no tienen un efecto sobre las especies que aparecen más tarde y en este caso las especies aparecen más tarde solo porque su arribo es tardío o por que crecen despacio.
- La inhibición, es cuando las primeras especies limitan las especies que aparecen más tarde por que usan la mayoría de los recursos disponibles y el espacio.

Estos modelos describen bien tres diferentes formas que pueden ocurrir la interacción entre las plantas con relación al orden de aparición de especies (Schaefer, 2008).

2.3 Tipos de Sucesión Ecológica

2.3.1 Sucesión primaria

De acuerdo con Clarkson (1990), la definición de sucesión primaria se refiere al momento en el que la formación de una comunidad comienza en una superficie que nunca ha favorecido la vegetación. Entendida como los procesos de colonización y los posteriores cambios en la estructura y organización de las comunidades en medios nuevos que no han sufrido anteriormente la influencia de una comunidad (Begon *et al.*, 1988). Por eso, la sucesión primaria es asociada con la lava, flujos piroclásticos, lahares, avalanchas y flujos de escombros (del Moral y Grishin, 1999).

Alcaraz (2013) enfatiza que la sucesión primaria es la colonización y establecimiento de especies pioneras en zonas que nunca habían tenido ningún tipo de cobertura vegetal, por ejemplo, zonas con lava volcánica esterilizada, dunas costeras y básicamente está relacionada con las condiciones físicas del ambiente y disponibilidad de nutrientes en el suelo.

2.3.2 Sucesión Secundaria

La sucesión secundaria se refiere a la supervivencia de ciertas plantas o partes del suelo después de un disturbio (Clarkson, 1990). Está asociada con algunos lahares (corrientes de lodo y escombros volcánicos), pequeñas caídas de ceniza y escasos fragmentos volcánicos cuando algo de la biota o suelo sobrevive (del Moral y Grishin, 1999). Se define como aquel proceso mediante el cual la vegetación leñosa vuelve a crecer en un sitio, ya sea que practicaran actividades agropecuarias (Faber, 1992) o se cosechara madera (Gorchov *et al.*, 1993). Vaccaro *et al.* (2003) enfatizan en que la vegetación sucesional secundaria se establece después de la ocurrencia de perturbaciones o del abandono de comunidades de cultivo que reemplazan a la vegetación primaria. Por su parte Alcaraz, (2013) menciona que se presenta después de la destrucción de la vegetación original, por causas humanas o naturales y de esta forma se presenta la recuperación ecológica.

2.4 Descripción de la especie

Amelichloa clandestina (Hack.) Arriaga & Barkworth

Sinónimo (s): *Stipa clandestina* Hack.



Taxonomía

Orden: Poales

Familia: Poaceae

Especie: *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth

La Gramínea *A. clandestina* es comúnmente llamado zacate picoso, sus características morfológicas son culmos amacollados con 50-90 cm de alto, 1-2.9 de espesor, erecto, glabros; nudos usualmente 3. Hojas en su mayoría basales, conspicuamente 2 clasificadas. Hojas erectas, de 10-50 cm de largo, con los bordes enrollados o doblados, y de 2-4 mm de ancho cuando están planas, con una punta marrón afilada, cuando están secas. Tallos con inflorescencias de menos de 1 m de altura. El tallo de la inflorescencia transporta una panícula o racimo con forma de espiga delgada y densa terminal, con sus ramas contraídas; presencia frecuente de panículas cleistogamas (ocultas) en las axilas de sus vainas basales. Panículas de 10-20 cm de largo, 1-5 cm de ancho, bases a veces incluidas en las vainas de las hojas. Aristas de 11-23 mm, dos veces geniculados (dobladas dos veces) Semillas de

aproximadamente 3 mm de largo, 1–1.4 mm de grosor, con costillas longitudinales lisas (Arriaga y Barkworth, 2006).

Amenaza ecológica: El ganado evita consumir el zacate *Amelichloa clandestina*, debido a sus hojas punzantes. Esto puede llevar a que el ganado pisotee la vegetación y compacte el suelo. Además, se propaga por semillas abiertas presentes en las panículas como por las semillas cleistogamas. En conjunto, esto significa que podría convertirse en un problema grave en los pastizales (Arriaga y Backworth, 2006).

Biología y Propagación: Por semillas en las panículas. Además de las semillas hay semillas "ocultas" en las vainas basales de las hojas (Arriaga y Backworth, 2006).

2.5 Especies oportunistas

De acuerdo con Zajac y Whitlatch (1982) las especies oportunistas son las primeras en responder a las perturbaciones y dominar las etapas iniciales de sucesión, su capacidad para responder rápidamente a las perturbaciones y alcanzar altas densidades ha sido principalmente atribuida a las características de su historia de vida, por ejemplo, amplia capacidad de dispersión, tolerancia a las condiciones adversas y sus altas tasas reproductivas.

Por su parte Levinton (1970) menciona que no tienen recursos limitados y si presentan condiciones favorables, pueden aumentar rápidamente en número y densidad, estas poblaciones por lo regular son muy inestables. A menudo producen efectos negativos en cascada, a medida que la cobertura de la especie invasora aumenta (Wester *et al.*, 2018). Reemplazan especies nativas de animales y plantas a través de la competencia directa, transmisión de enfermedades, modificación del hábitat, alteración de la estructura de los niveles tróficos y sus condiciones biofísicas. Pueden afectar drásticamente la ecología de los paisajes y de los ambientes locales. En ocasiones, las especies invasoras se hibridan con especies nativas alterándose así el pool génico original de las poblaciones nativas (Mooney y Cleland, 2001).

2.6 Glifosato

El glifosato es un herbicida sistémico que actúa en post-emergencia, no selectivo, de amplio espectro, usado para matar plantas no deseadas como pastos anuales y perennes, hierbas de hoja ancha y especies leñosas, utilizado en diferentes sistemas agrícolas, forestales y otros (Nivia, 2000). En plantas susceptibles una vez absorbido se trasloca vía floema hacia el resto de la planta, afectando a la inhibición de la biosíntesis de aminoácidos (AA) aromáticos, limitando la síntesis de proteínas. Se trata del herbicida con los más altos volúmenes de venta a nivel mundial, fabricado por más de 40 compañías en el mundo, especialmente en países desarrollados (Hernández *et al.*, 2018).

Aunque solo las plantas poseen la ruta metabólica del ácido shikímico para la síntesis de los aminoácidos aromáticos (fenilalanina, tirosina y triptofano), se han reportado daños en microorganismos y animales, lo que se ha atribuido al ingrediente activo y por su presencia de surfactantes que varían en su concentración y naturaleza (Pedemonte, 2017). Para minimizar los daños y los riesgos causados por el uso del glifosato depende al igual que con otros herbicidas, de su manejo, las indicaciones de uso y emplear otros herbicidas con diferentes modos de acción; también es importante utilizar otros métodos de control (Hernández *et al.*, 2018).

Dentro del grupo de herbicidas inhibidores de la enzima 5-enolpiruvilshikimato-3-fosfato sintasa (EPSPS) se encuentra el glifosato, cuyo nombre químico de acuerdo con la IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) es: N-(fosfonometil)-glicina, con fórmula molecular $C_3H_8NO_5P$ (Glyphosate Task Force, 2013). Se coloca en el mercado bajo muy diversos nombres comerciales registrados, entre los cuales se pueden mencionar: Roundup, Faena, Novasato, Glyfos, Glissan, Lazer, Yierbasato, Keptor, Sanfosato, Glyfan, Glifobest, Unifosato, Shadow, Suprim, Lafam, Takle, Arraza, Yerbimat, Mamba, Sankill, Aquamaster, Ramrod, Velfosato, Glifomar etc.; se produce en presentaciones solubles, principalmente como concentrado, gránulos, líquido y polvo. Las concentraciones comerciales van comúnmente de 360 a 720 gramos de ingrediente activo (i.a.) por litro o por kilogramo, e incluso se comercializa como producto grado técnico al 95% (COFEPRIS, 2009).

El glifosato actúa en la planta inhibiendo la actividad de la enzima 5-enolpiruvilshikimato-3-fosfato sintasa (EPSPS), en la ruta metabólica del ácido shikímico, la cual está presente en plantas, hongos y bacterias, pero no en los animales (Owagboriaye *et al.*, 2017).

La función de la EPSPS es combinar el substrato shikimato3-fosfato (S3P) con fosfoenolpiruvato (PEP) para formar 5-enolpiruvilshikimato-3-fosfato (EPSP). De este modo, el ácido shikímico es pionero de distintos intermediarios metabólicos, entre ellos los aminoácidos aromáticos fenilalanina, tirosina y triptófano, al inhibirse la síntesis de los tres AA antes mencionados, la síntesis de proteínas es limitada y ante esa carencia la planta colapsa metabólicamente y muere (Nissen *et al.*, 2018). La vida media del herbicida en el suelo es de entre un mes y medio a dos meses, siendo degradado por efectos microbianos (Bortagaray, 2015).

2.7 Control físico.

El control físico de plantas invasoras en un sistema determinado permite el uso de herramientas o maquinaria especializada (machetes, sierra y excavadoras) (Wilgen *et al.*, 2001). El método de control por corte de vástagos a machete presenta ventajas, una de las principales es que no requiere mano de obra especializada ni equipo costoso, no deteriora las condiciones físicas y químicas del suelo, dicho control combate en general todo tipo especies vegetales que afectan los intereses del hombre o afectan la diversidad biológica de un ecosistema (Soto, 1992). Las principales desventajas son el alto costo, más lento, el rápido rebrote de las malezas y una efectividad relativa baja en el tiempo (Medrano, 1996).

2.8 Quema controlada

Con una quema prescrita es posible controlar la propagación de especies indeseables de esta manera, se logra reducir la competencia que ejercen éstas especies sobre las especies forrajeras, haciendo posible acelerar el ciclo de nutrientes, la ventaja de la quema prescrita de

los pastizales, está centrada en la incorporación de nutrientes minerales de la materia seca al suelo, contribuyendo así a mejorar la fertilidad del mismo (de Moura y Diniz, 2006).

El fuego bien manejado bajo condiciones adecuadas es lo que se conoce como quema prescrita (Jacques, 2003). La NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007; define quema controlada, como la aplicación del fuego en áreas forestales o agropecuarias mediante la utilización empírica de las características del combustible, de la topografía y de las condiciones meteorológicas. Myers (2006) menciona que las quemas controladas son básicamente lo mismo que las quemas prescritas, pero sin un plan escrito y sin objetivos de compatibilidad ecológica.

2.9 Quema prescrita

La NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007 define quema prescrita como la aplicación controlada del fuego a combustibles forestales en su estado natural o modificado, bajo condiciones ambientales específicas que permiten fijar la intensidad de fuego y la cantidad de combustible vegetal a eliminar según un objetivo propuesto.

2.10 Fuego en pastizales

El fuego es uno de los factores más importantes que afecta la dinámica de la vegetación (Bond y Keeley, 2005). El hombre lo ha utilizado para transformar comunidades boscosas en sistemas abiertos aptos para actividades agrícolas y ganaderas (Bowman *et al.*, 2009). El uso del fuego en la actualidad, e incluso durante los últimos años, es uno de los principales factores moduladores del paisaje en numerosas zonas de transición entre bosques y pastizales (Coop *et al.*, 2010). Este factor produce una eliminación directa de la biomasa vegetal condicionando la supervivencia de las plantas, su crecimiento posterior y el establecimiento de nuevos individuos, produciendo grandes modificaciones en la fisonomía (Fulé y Laughlin 2007), la composición florística (Coop *et al.*, 2010) y la riqueza de especies (Rees y Juday, 2002).

Las gramíneas y las hierbas anuales responden de forma positiva, alcanzando poco tiempo después del fuego una mayor abundancia a las que tenían con anterioridad (Eugenio y Lloret, 2004). Debido a la reducción de la cobertura y a la mayor disponibilidad de luz, la riqueza de especies aumenta al poco tiempo después de la quema (Coop *et al.*, 2010). Es decir que, si no hay limitaciones importantes en la dispersión de propágulos, y si ningún otro disturbio produce impactos importantes en la dinámica sucesional del sistema, las distintas especies estarán relacionadas con el tiempo transcurrido después del incendio (Gibson y Hulbert, 1987).

La estructura de la vegetación condiciona la intensidad de los incendios, y por otro, la identidad y características de las especies condicionan la capacidad de recuperación del sistema y de la dinámica sucesional que se produce después del disturbio (Johansen, 2001).

2.11 Manejo del fuego

Es el conjunto de decisiones y acciones técnicas posibles dirigidas a la prevención, detección, control, contención, manipulación o uso del fuego en un paisaje dado para cumplir con objetivos específicos (Myers, 2006). CONANP *et al.* (2012) mencionan que, el manejo de fuego incluye todas las actividades necesarias para la protección contra el fuego para lograr las metas y objetivos establecidos de manejo y ordenación de los recursos.

Myers (2006) señala el manejo integral del fuego como un enfoque para hacer frente a los problemas causados por los incendios, dentro del contexto de los ambientes naturales y de los sistemas socioeconómicos en los que ocurren, mediante la evaluación y el balance de los riesgos relativos que puede jugar en un área de conservación, región o paisaje determinado. Indica, que integra (1) los tres componentes técnicos del manejo del fuego: prevención, supresión y uso del fuego, con (2) los atributos ecológicos clave del fuego, es decir, el régimen de fuego ecológicamente adecuado y (3) las necesidades socioeconómicas y culturales del uso del fuego junto con los impactos negativos que el fuego puede tener en la sociedad.

Desde otro enfoque el manejo del fuego incluye la integración de la ciencia y la sociedad en múltiples niveles. Supone un enfoque amplio, holístico o completamente unificado para hacer

frente a asuntos relacionados con el fuego, que tome en cuenta las interacciones biológicas ambientales, culturales, sociales, económicas y políticas (Kaufmann *et al.*, 2003).

2.12 Régimen de fuego

La NOM-015 SEMARNAT/SAGARPA-2007, define régimen de fuego como: la frecuencia (cada cuántos años), intensidad (alta, regular, baja), severidad (alta, regular, baja), extensión (superficie) y época del año (invierno, primavera, verano, otoño) que caracterizan la presencia de incendios forestales, tanto de origen humano como natural y que ayudan a la preservación de un ecosistema forestal mantenido por el fuego. Mientras que CONANP *et al.* (2012) mencionan que es la descripción de los modelos de acontecimientos de fuego, frecuencia, tamaño y severidad.

Myers (2006) señala que existen regímenes de fuego y se describen a continuación: un régimen de fuego adecuado que mantiene la viabilidad o la estructura, la composición y el funcionamiento deseados del ecosistema, aunque este no sea un régimen natural del fuego. Mientras que, un régimen de fuego alterado o indeseable es aquél que ha sido modificado por actividades humanas tales como la supresión y prevención de incendios, las quemas excesivas o inadecuadas, la conversión del ecosistema o la fragmentación del paisaje, Considera que un régimen de fuego prescrito es un modelo repetido de quemas, diseñado para lograr un resultado deseado o anticipado.

2.13 Diversidad y riqueza de especies

El ensamblaje de una comunidad es un mecanismo dinámico donde individuos, fenotipos, poblaciones y gremios, interactúan produciendo patrones observables (Drake *et al.*, 1999). Estas interacciones (competencia, depredación y los procesos sucesionales) determinan la diversidad de las comunidades, donde las especies, continuamente están colonizando espacios y perdiendo poblaciones (extinciones locales) (MacArthur y Wilson, 1967).

La diversidad se concibe como una propiedad macroscópica de las comunidades que abarca tanto el número de especies presentes y la distribución de individuos entre ellos. Idealmente, un índice de diversidad variará de un mínimo, cuando todos los individuos presentes en una comunidad pertenecen a una sola especie, como máximo, cuando cada individuo pertenece a

una especie diferente (Shafi y Yarranton, 1973). El número de especies (riqueza), la abundancia relativa de los individuos entre las especies (equitatividad), y las escalas temporal y espacial son las características de las comunidades que se usan tanto para definir diversidad de especies, como para evidenciar el ensamblaje de una comunidad (Weiher y Keddy, 2001).

Los estudios sobre medición de biodiversidad se han centrado en la búsqueda de parámetros para caracterizarla como una propiedad emergente de las comunidades ecológicas. Sin embargo, las comunidades no están aisladas en un entorno neutro. En cada unidad geográfica, en cada paisaje, se encuentra un número variable de comunidades. Por ello, para comprender los cambios de la biodiversidad con relación a la estructura del paisaje, la separación de los componentes alfa, beta y gamma (Whittaker, 1972) puede ser de gran utilidad para medir y monitorear los efectos de las actividades humanas (Halffter, 1998).

Riqueza. - Es el número de especies que se encuentran en una comunidad.

Riqueza específica. - Es la forma más sencilla de medir la diversidad se basa en el número de especies presentes

Diversidad alfa. - Es la riqueza de especies de una comunidad particular (homogénea)

Diversidad beta. - Es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje,

Diversidad gamma. - Es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, resultante tanto de las diversidades alfa como de las diversidades beta (Whittaker, 1972).

2.14 Métodos para medir la diversidad alfa (α)

La diversidad es el número de especies en una unidad de área que se mide a través de dos métodos: la riqueza específica basada en la cantidad de especies presentes y la estructura que mide la distribución proporcional del valor de importancia. Este último se clasifica en la dominancia y en equidad de la comunidad (Moreno, 2001).

Existen distintos tipos de diversidad: local o diversidad α (alfa), la diferenciación de la diversidad entre áreas o diversidad β (beta) y la diversidad (γ) que reúne a las dos anteriores. La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que se considera homogénea (Smith, 2001).

2.14.1 Índice de Margalef

Es una forma sencilla de medir la biodiversidad ya que proporciona datos de riqueza de especies de la vegetación. Mide el número de especies por número de individuos especificados o la cantidad de especies por área en una muestra (Margalef, 1969).

2.14.2 Índice de Menhinick

Se basa en la relación entre el número de especies y el número total de individuos observados, que aumenta al aumentar el tamaño de la muestra.

2.14.3 Índice de dominancia de Simpson

Considera la probabilidad que dos individuos de la población seleccionados al azar sean de la misma especie. Indica la relación existente entre riqueza o número de especies y la abundancia o número de individuos por especie (Simpson, 1949).

2.14.4 Índice de dominancia de Berger Parker

$N_{\text{máx}}$ es el número de individuos en la especie más abundante. Un incremento en el valor de este índice se interpreta como un aumento en la equidad y una disminución de la dominancia (Magurran, 1988).

2.14.5 Índice de Shannon-Wiener (H)

Tiene en cuenta la riqueza de especies y su abundancia. Este índice relaciona el número de especies con la proporción de individuos pertenecientes a cada una de ellas presente en la

muestra. Además, mide la uniformidad de la distribución de los individuos entre las especies (Shannon y Wiener, 1948).

2.14.6 Índice de Pielou (J)

Se expresa como el grado de uniformidad en la distribución de individuos entre especies. Se puede medir comparando la diversidad observada en una comunidad contra la diversidad máxima posible de una comunidad hipotética con el mismo número de especies (Moreno, 2001).

2.15 Métodos para medir la Diversidad beta (β)

Es la diversidad entre hábitats, es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972). A diferencia de las diversidades alfa y gamma que pueden ser medidas fácilmente en función del número de especies, la medición de la diversidad beta es de una dimensión diferente porque está basada en proporciones o diferencias (Magurran, 1988).

La medición de la diversidad beta está basada en proporciones o diferencias. Estas pueden evaluarse con base en índices o coeficientes de similitud, de disimilitud o de distancia entre las muestras. Se calcula a partir de:

Datos cualitativos (presencia – ausencia de especies.)

Datos cuantitativos (abundancia proporcional de cada especie medida como número de individuos, biomas, densidad, cobertura, entre otros) (Magurran, 1988; Wilson y Shmida, 1984).

2.15.1 Índice de similitud/disimilitud.

Expresa el grado en que dos comunidades son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad beta, que se refiere al cambio de especies entre dos muestras (Magurran, 1988; Baev y Penev, 1995; Pielou, 1975).

Los coeficientes de similaridad son utilizados, específicamente para comparar comunidades con atributos diferentes. Además de ser útiles para otro tipo de comparaciones, por ejemplo, comparar las comunidades de plantas u animales de estaciones diferentes o micro-sitios con distintos grados de perturbación. Por ejemplo: Bosque perturbado vs. Bosque poco perturbado. Existen muchos índices de similitud, pero, los índices más usados son Jaccard, Sorensen, Wilson y Shmida (Mendoza, 2013).

2.15.2 Índice de similitud de Jaccard

Expresa el grado en que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas; el intervalo de valores para ese índice oscila entre 0 cuando no hay especies compartidas a 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies (Magurran, 1988).

2.15.3 Índice de Similitud de Sorensen

Relaciona el número de especies en común con la media aritmética de las especies en ambos sitios (Magurran, 1988).

2.15.4 Índice de diversidad beta de Wilson y Shmida

De acuerdo con Moreno (2001), este índice se basa en términos de especies ganadas y perdidas a lo largo de un transecto según el índice de Cody (1975), y el valor promedio de la riqueza de las muestras (alfa promedio).

$$\beta = \frac{G(H) + p(H)}{2\alpha}$$

2.16 Métodos para medir la Diversidad Gamma (γ)

La diversidad gamma es la riqueza en especies de un grupo de hábitats (un paisaje, una cuenca hidrográfica, una isla) que resulta como consecuencia de la diversidad alfa de las comunidades individuales y del grado de diferenciación entre ellas (diversidad beta) (Whittaker, 1972).

Mendoza (2013) menciona que la diversidad gamma (γ), permite comparar grandes áreas que contienen comunidades biológicas diversas. Este índice se obtiene usando: la riqueza de especies, el índice de Shannon y el índice de Simpson, siendo criterio del investigador cual método utilizar, es suficiente uno no los tres al mismo tiempo.

Cálculo basado en la riqueza de especies.

Schluter y Ricklefs (1993) proponen la medición de la diversidad gamma con base en los componentes alfa, beta y la dimensión espacial:

Gamma = diversidad alfa promedio x diversidad beta x dimensión de la muestra.

Dónde:

Diversidad alfa promedio = número promedio de especies en una comunidad.

Diversidad beta = inverso de la dimensión específica, es decir, $1/\text{número promedio de comunidades ocupadas por una especie}$ dimensión de la muestra = número total de comunidades.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio se localiza en el rancho ganadero experimental Los Ángeles, propiedad de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, ubicado en el sureste de Coahuila, en el municipio de Saltillo. Las coordenadas son 25° 06'30'' latitud Norte y 100°59'18'' longitud Oeste (Figura 1) con una altitud media de 2,150 m (Pérez, 2012). La topografía del campo experimental se divide en 3 tipos de relieve: valles, sierras medianas de cima angosta y lomeríos bajos de cima redonda (Vázquez, 2011).

3.1.1 Clima

La fórmula climática, según el sistema de clasificación de climas de Köeppen, modificado por Enriqueta García, es BSo kw (e'), en donde BSo significa que tiene un clima seco, con un cociente precipitación/temperatura mayor de 22.9 mm/16°C. La letra k indica el régimen de temperatura, significa clima templado con verano cálido, pero a su vez extremo (e'), con oscilaciones anuales de las temperaturas medias mensuales entre 7 y 14°C. Tiene un régimen de lluvias, representado por la letra w, que indica la existencia de dos temporadas de lluvia durante todo el año, las cuales son de mayo-octubre con 86.7% del total anual y la segunda de noviembre-abril con 13.3% de la precipitación total con lluvia muy ligera y rocío (García, 2004).

3.1.2 Suelos

Los suelos varían dependiendo de su posición topográfica, en el valle se observan suelos con horizonte superficial de color oscuro al café rojizo, en lo más profundo, rico en materia orgánica. En las sierras se logran observar suelos uniformes en todo el perfil, de colores oscuros, formados por humus oscuro rico en materia orgánica, con una textura de franco – arcillosa a franca. En los lomeríos estos suelos no representan horizontes de diagnósticos, presentan erosión debido a la pendiente fuerte (Pérez, 2012).

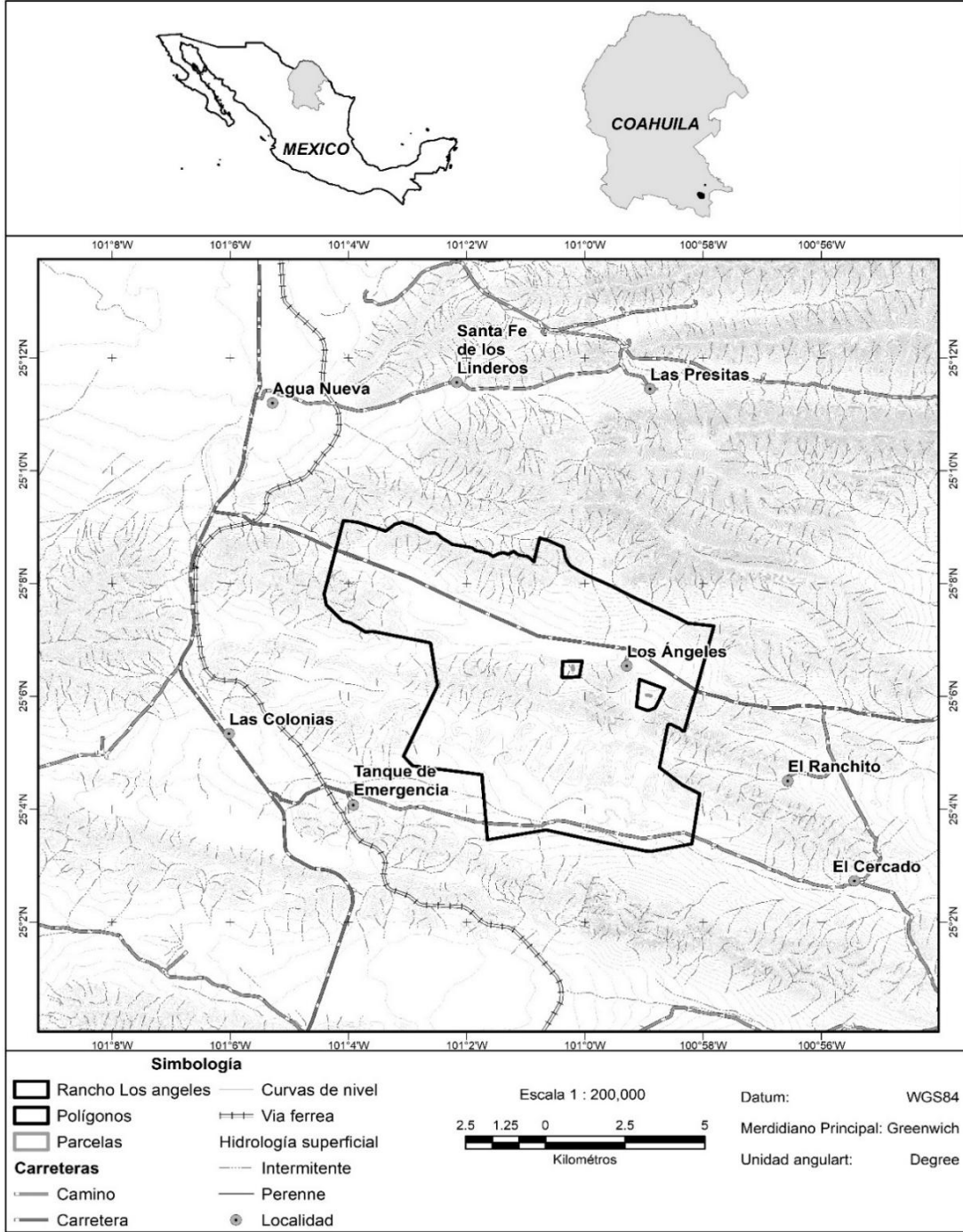


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio en el Rancho Los Ángeles.

3.1.3 Vegetación

En el área de estudio se registraron cuatro tipos de asociaciones de la vegetación del pastizal desértico (Pérez, 2012) los cuales son:

1. Pastizal Amacollado de *Aristida curvifolia* (Zacate tres barbas perenne).
2. Pastizal Mediano Abierto de *Muhlenbergia repens* (Zacate aparejo) con perrito llanero.
3. Pastizal Mediano Abierto de *Muhlenbergia repens* (Zacate aparejo) sin perrito llanero.
4. Pastizal Mediano Abierto de *Bouteloua curtipendula* (Zacate banderita).

3.2 Metodología

En dos áreas agrícolas abandonadas invadidas por el zacate picoso (*Amelichloa clandestina*) se establecieron 24 parcelas. Cada parcela tiene un área de 10 x 10 m. Cada conglomerado incluye 12 parcelas con una distancia entre ellas de 3 m (Figura 2).

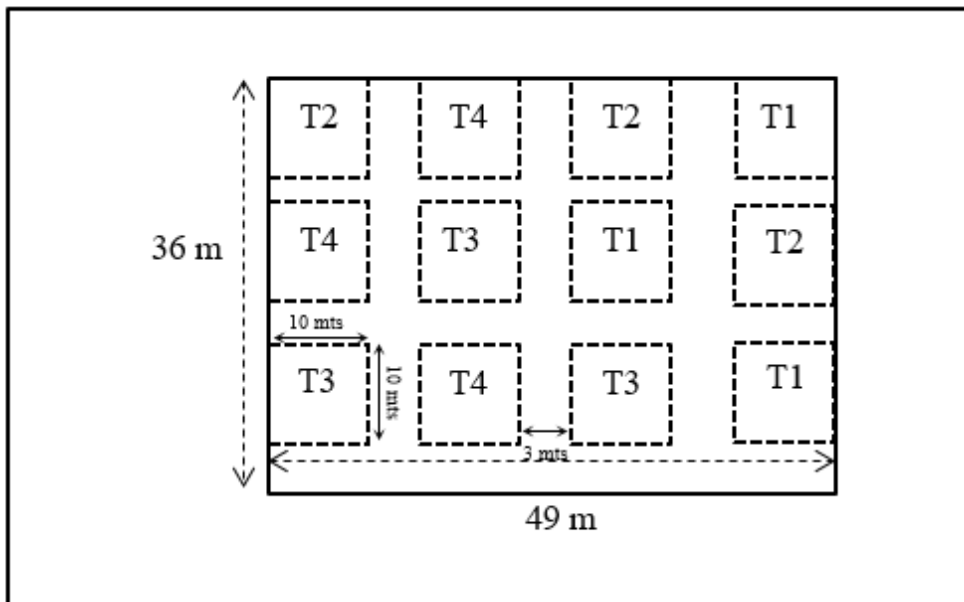


Figura 2. Distribución de los tratamientos dentro de un conglomerado.

Los tratamientos aplicados fueron a: T1 = Quema controlada, T2 = Aplicación de dosis mínima de herbicida, T3 = Corte y T4 = Testigo.

3.2.1 Tratamientos aplicados

A continuación, se describe con detalle los tratamientos aplicados.

Tratamiento 1: Antes de la quema se realizaron brechas cortafuego, con el fin de dejar franjas libres de vegetación aledaño al terreno, de este modo, al ser quemado se evitó que el fuego pasara a otras áreas. Para un mejor control sobre el fuego se aplicó agua a las brechas cortafuego.

Se empleó la técnica de quema concéntrica, la cual consiste en realizar una línea de encendido en el extremo opuesto a la dirección del viento, luego se inicia el encendido en el otro extremo, para que ambas líneas se encuentren y se apaguen una a la otra.

Se formaron tres brigadas, una de ellas conformada por cuatro personas encargada de iniciar el fuego, mientras las dos brigadas restantes conformadas por seis personas cada una, fueron comisionadas de vigilar que el fuego no sobrepase el área tratada, esto se hizo mediante palas forestales y aspersores de agua. Al finalizar la quema se apagó todos los fragmentos de carbón que pudieran dar lugar a un incendio indeseado.

Tratamiento 2: Con anticipación, se calculó el gasto de agua/ha tomado en cuenta el porte del zacate invasor, con el fin de lograr una cobertura total en las áreas a tratar. Se aplicó una dosis mínima de glifosato (Russell y Landers, 2017) que consta de 2.3 L/ha, a esto se le complemento con jabón líquido (500 ml/ha) como adherente.

Tratamiento 3: Se cortó la especie *Amelichloa clandestina* a una altura de 10 cm del suelo, con el objetivo de suprimir o controlar la especie invasora mediante cortes de la parte aérea. Todo el follaje cortado (hojas y culmos) se dejó dentro de la parcela para su descomposición e integración al suelo.

Tratamiento 4: Considerado como testigo, en el cual no se impactó la superficie de las parcelas.



Figura 3. Distribución de parcelas de 10 x 10 m en un pastizal semidesértico invadido por *Amelichloa clandestina*, situado en el Rancho Los Ángeles, Saltillo, Coahuila, México.

3.2.2 Determinación de riqueza de especies.

Durante el verano, en la temporada de lluvias y dentro de la parcela de 10 x10 m se midió la cobertura de cada una de las especies que aparecieron después de aplicar los tratamientos, se utilizó una escala cualitativa. Se recolectaron muestras botánicas de las especies presentes en las parcelas, en especial las que no fueron identificadas, para su posterior determinación.

En cada esquina de la parcela se colocaron cuadrantes de 4 m² (2*2 m), dentro de cada cuadrante se identificaron las especies que se encontraron dentro de la parcela y, se midió su cobertura y altura.

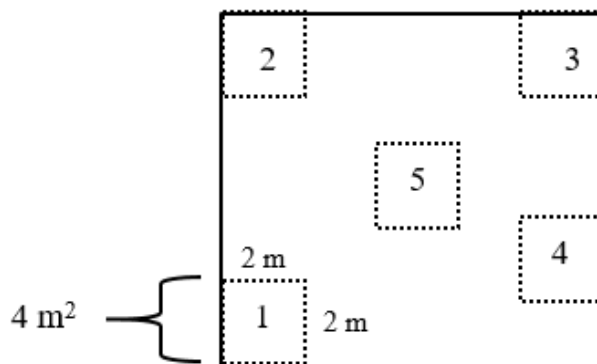


Figura 4. Distribución de cuadrantes de 2 x 2 m, para determinar riqueza de especies.

3.2.3 Composición florística

La composición florística se determinó mediante la cuantificación del índice de valor de importancia relativo (VIR) de las especies; este consiste en la sumatoria de los valores de densidad relativa, dominancia relativa y frecuencia relativa, e indica la importancia ecológica relativa de las especies de plantas en una comunidad (Matteucci y Colma, 1982).

Los parámetros utilizados fueron:

$$\mathbf{VIR = DeR + DoR + FcR}$$

Donde:

VIR = Índice de valor de importancia relativo

DeR= Densidad relativa

DoR= Dominancia relativa

FcR = Frecuencia relativa

$$De = N_i \times S / sn$$

Donde:

De = Densidad (número de individuos por especie que se encuentran en la comunidad)

N_i = Número de individuos de la especie

S = superficie (ha)

sn = superficie del muestreo y densidad total

$$DeR = (De \times 100 / \Sigma De)$$

Donde:

DeR = Densidad relativa de la especie i respecto a la abundancia total

De = Densidad (número de individuos por especie que se encuentran en la comunidad)

ΣDe = Sumatoria de la densidad de todas las especies

3.2.4 Dominancia: Una especie es dominante cuando tiene una gran influencia sobre la composición y forma de la comunidad. Son especies de gran importancia ecológica y abundantes dentro de la comunidad.

Dominancia (Do)

$$Do = N_i \times S / sn$$

N_i = número de individuos de la especie

S = superficie (ha)

sn = superficie del muestreo y densidad total

$$DoR = (Do \times 100 / \Sigma Do)$$

Donde DoR = Dominancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total

ΣDo = Sumatoria de la dominancia de todas las especies

3.2.5 Frecuencia: Es el número de veces que una especie se presenta en una cantidad dada en parcelas o sitios de muestreo.

$$F_c = \sum n_i$$

FC = frecuencia de la especie

$\sum n_i$ = sumatoria del número de especies que se encuentran dentro de las unidades de muestreo

3.2.6 Frecuencia relativa

$$F_{cR} = (F_c \times 100 / \sum F_c)$$

F_{cR} = Frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total

F_c = frecuencia de la especie

$\sum F_c$ = Sumatoria de la densidad de todas las especies

3.3 Diversidad de especies

Luego de identificar las especies en cada sitio, fueron calculados los índices de diversidad más comúnmente utilizados en ecología: Margalef, Shannon-Wiener (H), Simpson (D) y Pielou (J). La diversidad como valor único combina los índices de riqueza específica y equitatividad, factores fundamentales que definen la diversidad de una comunidad.

3.3.1 Índice de Margalef

Este índice mide el número de especies por número de individuos especificados o la cantidad de especies por área en una muestra (Margalef, 1969).

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Dónde:

S = número de especies registradas

N = número total de individuos de todas las especies

3.3.2 Índice de Shannon-Wiener (H)

Mide el contenido de información por individuo en muestras obtenidas al azar provenientes de una comunidad 'extensa' de la que se conoce el número total de especies S . Relaciona el número de especies con la proporción de individuos pertenecientes a cada una de ellas presente en la muestra. Además, mide la uniformidad de la distribución de los individuos entre las especies (Shannon y Wiener, 1948).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$$

Dónde:

p_i = es la dominancia relativa de las especies en cada sitio de muestreo

3.3.3 Índice de dominancia de Simpson (D)

Toma en cuenta la probabilidad de que dos individuos de la población seleccionados al azar sean de la misma especie. Indica la relación existente entre riqueza o número de especies y número de individuos por especie (Simpson, 1949).

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Dónde:

p_i : igual a la proporción entre n_i y N

n_i : número de individuos de la especie i

p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra

3.3.4 Índice de Pielou (J)

Es el grado de uniformidad en la distribución de individuos entre especies. Se puede medir comparando la diversidad observada en una comunidad contra la diversidad máxima posible de una comunidad hipotética con el mismo número de especies (Moreno, 2001).

$$J = \frac{H}{H_{max}}$$

Dónde: $H_{máx.}$ = es el logaritmo natural de S

3.4 Curva de acumulación de especies

Es el número de especies acumuladas a lo largo de una medida de esfuerzo de muestreo (UM). En los estudios ecológicos uno de los principales objetivos es conocer cuántas especies habitan en cierta área (Moreno *et al.*, 2011). Uno de los métodos a utilizar para conocer la riqueza de especies total de una comunidad son las curvas de acumulación de especies, las curvas indican el número de especies acumuladas, conforme se va aumentando el esfuerzo de recolecta en un sitio, de tal manera que la riqueza de especies aumentará hasta que llegue un momento que alcanzará un máximo y se estabilizará en una asíntota (Escalante, 2003). Las curvas de acumulación de especies se realizaron mediante el programa EstimateS donde se obtuvo, el número de muestras y el número de especies promedio acumuladas. Con el programa de tratamiento estadístico STATISTICA 10 se accedió al módulo de estimación no lineal, donde se ajusta al modelo de Clench. Se seleccionó el método estimación de los parámetros del modelo, se empleó el método de Simplex and Quasi Newton. En los resultados se obtuvieron. El coeficiente de determinación (R^2). Los parámetros de la función, a y b, y la gráfica de la función ajustada a los datos.

3.5 Análisis estadísticos

Análisis de varianza (ANOVA) y Tukey

Se realizó un Análisis estadístico (ANOVA), utilizando el programa estadístico JMP 15. Al detectar efecto de los tratamientos, se llevo a cabo pruebas de comparación de medias y conocer la significancia ($\neq < >$) entre tratamientos, mediante la prueba Tukey (0.05).

IV. RESULTADOS

4.1 Riqueza y diversidad de especies

Como parte de la riqueza y diversidad se registraron 64 especies, que corresponden a 56 géneros y 22 familias distribuidos en el zacatal dominado por *Amelichloa clandestina*. Las familias con mayor número de especies son: Asteraceae con (16) especies, Poaceae (12), Convolvulaceae (4) y por último Lamiaceae con (4) especies. La figura 5, muestra un valor de riqueza de 91 % para el tratamiento de quema, un 77 % en corte, 82 % para herbicida y para el testigo 77%.

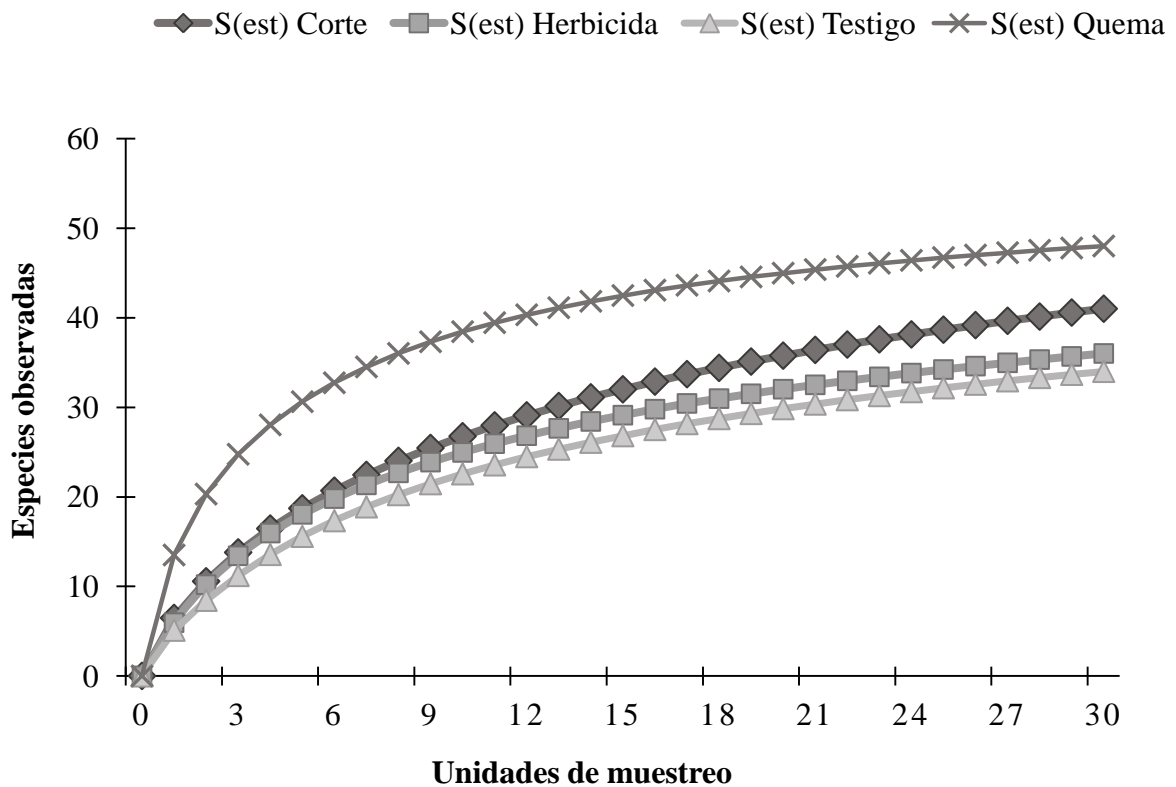


Figura 5. Curva de acumulación de especies de los tratamientos corte, quema, herbicida y testigo mediante el ajuste de la ecuación de Clech.

Para el tratamiento de corte, *A. clandestina*, tiene el VIR más alto con (52.2 %) y una densidad de (77,083 ind/ha) seguido por *Anoda cristata*, con VIR (4.9 %) y (5,166 ind/ha), *Salvia reflexa*, VIR (4.6 %) y (83.3 ind/ha), *Helianthus laciniatus* VIR (4.1 %) y (416 ind/ha) y *Dyssodia papposa* con VIR de (3.3 %) y densidad de (2,583 ind/ha). El total de la suma del VIR de estas cinco especies da como resultado el 69 % del total de VIR y el 31 % corresponde a las otras especies (Cuadro 1).

Cuadro 1. Atributos estructurales de un zacatal dominado por zacate picoso (*Amelichloa*

Especie	Altura media (cm)	Densidad (ind/ha)	VIR (%)
<i>Amelichloa clandestina</i>	36.9	77,083	52.2
<i>Anoda cristata</i>	6.0	5,166	4.9
<i>Salvia reflexa</i>	21.9	83.3	4.6
<i>Helianthus laciniatus</i>	23.3	416	4.1
<i>Dyssodia papposa</i>	11.4	2,583	3.3
Otras especies (36)		1,083	30.8

clandestina) aplicando corte en la estación de primavera.

En el caso del tratamiento donde se aplicó herbicida, *A. clandestina* tiene un VIR de (15.1 %), y una densidad de (6,750 ind/ha), *Dyssodia papposa* VIR (8.9 %) y (5,333 ind/ha), *Eruca sativa* VIR (8.8%) y (333 ind/ha), *Anoda cristata* VIR (8.7 %) y (333 ind/ha) y *Sanvitalia angustifolia* VIR (5.4 %) y (1,250 ind/ha). La suma del VIR de de estas cinco especies el 46.9 % del total de VIR y el 53.1 % corresponde a las otras especies (Cuadro 2).

Cuadro 2. Atributos estructurales de un zacatal dominado por zacate picoso (*Amelichloa clandestina*) aplicando un herbicida en su dosis mínima (Glifosato 2.3 L/ ha).

Especie	Altura media (cm)	Densidad (ind/ha)	VIR (%)
<i>Amelichloa clandestina</i>	17.5	6,750	15.1
<i>Dyssodia papposa</i>	12.3	5,333	8.9
<i>Eruca sativa</i>	5.5	333	8.8
<i>Anoda cristata</i>	9.2	333	8.7
<i>Sanvitalia angustifolia</i>	5.7	1,250	5.4
Otras especies (31)		2,828	53.1

Para el tratamiento de quema, *A. clandestina*, tiene el VIR más alto con (37.3 %) y una densidad de (150,416 ind/ha) seguido por *Asphodelus fistulosus*, con VIR (8.5 %) y (106,333 ind/ha), *Dyssodia papposa* VIR (5.7 %) y (46,666 ind/ha), *Sanvitalia angustifolia*, VIR (4.3 %) y (31,583, ind/ha) y *Marrubium vulgare* con VIR de (3.7 %) y densidad de (43,666 ind/ha). El total de la suma del VIR de estas cinco especies es el 60 % del total de VIR y el otro 40 % corresponde a las otras especies (Cuadro 3).

Cuadro 3. Atributos estructurales de un zacatal dominado por zacate picoso (*Amelichloa clandestina*) aplicando quema.

Especie	Altura media (cm)	Densidad (ind/ha)	VIR (%)
<i>Amelichloa clandestina</i>	31.0	150,416	37.3
<i>Asphodelus fistulosus</i>	8.2	106,333	8.5
<i>Dyssodia papposa</i>	7.9	46,666	5.7
<i>Sanvitalia angustifolia</i>	5.4	31,583	4.3
<i>Marrubium vulgare</i>	1.5	43,666	3.7
Otras especies (43)		2,996	40.27

La especie con VIR más alto en el testigo fue *A. clandestina* con 56.7 %, y una densidad de (49,833 ind/ha), *Oenothera kunthiana* VIR (5.2 %) y (2,083 ind/ha), *Anoda cristata*, VIR (4.160 %) y (167 ind/ha), *Helianthus laciniatus* VIR (3.2 %) y (333 ind/ha), *Erigeron pubescens* (2.6 %) y (167 ind/ha) en el testigo, estas cinco especies tienen un 79 % del total de VIR, y el 21 % corresponde a las demás especies (Cuadro 4).

Cuadro 4. Atributos estructurales de un zacatal dominado por zacate picoso (*Amelichloa clandestina*) en testigo.

Especie	Altura media (cm)	Densidad (ind/ha)	VIR (%)
<i>Amelichloa clandestina</i>	54.3	49,833	56.7
<i>Oenothera kunthiana</i>	7.6	2,083	5.2
<i>Anoda cristata</i>	5.1	167	4.1
<i>Helianthus laciniatus</i>	16.4	333	3.2
<i>Erigeron pubescens</i>	10.2	167	2.6
Otras especies (29)		1,034	28.0

En el índice de riqueza, los datos de mayor valor son para corte con 5.47 y quema con 5.38, y los de menor valor son de herbicida con 4.92 y testigo con 4.78. Para el índice de diversidad de Shannon los tratamientos con mayor valor fueron herbicida con 2.46 nats y quema con 2.45 nats, y los de menor valor fueron corte con 1.83 nats y testigo con 1.46 nats. El índice de equitatividad para Pielou en el herbicida fue mayor con 0.68 y el menor valor el testigo con 0.41. Para el índice de dominancia de Simpson en herbicida se registró un valor máximo de 0.94 y un mínimo 0.60 en corte (Cuadro 5).

Cuadro 5. Índices de diversidad de Shannon, Pielou y Simpson para los tratamientos establecidos.

Tratamiento	A	P	Índice de riqueza (Margalef)	Índice de diversidad (Shannon-Wiener)	Equitatividad (Pielou)	Índice de dominancia (Simpson)
Corte	19	22	5.47	1.83	0.49	0.60
Glifosato	18	18	4.92	2.46	0.68	0.94
Quema	17	31	5.38	2.45	0.63	0.84
Testigo	17	17	4.78	1.46	0.41	0.83

A =Especies anuales P = Especies perennes

4.2 Estadística Comparativa

Análisis de varianza (ANOVA)

En el cuadro 6 se muestra el análisis de varianza para la altura de *A. clandestina* de los 4 tratamientos. Se observa que ($P > 0.0001$) es menor a ($\alpha = 0.05$), lo que significa que existen diferencias altamente significativas para la variable altura.

Cuadro 6. Análisis de varianza (ANOVA) para la variable altura de *Amelichloa clandestina*.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media de los cuadrados	Razón F	Prob > F
Modelo	3	20909.941	6969.98	41.7541	<.0001*
Error	116	19363.811	166.93		
C. Total	119	40273.752			

Por otra parte, para altura de cada tratamiento, se realizó la comparación de medias a través de la prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$), mostrando al testigo con el valor más alto con 54.26 cm, seguido de corte 36.93 cm, en quema con 31.03 cm y el herbicida presentó el menor promedio con 17.49 cm (Figura 6).

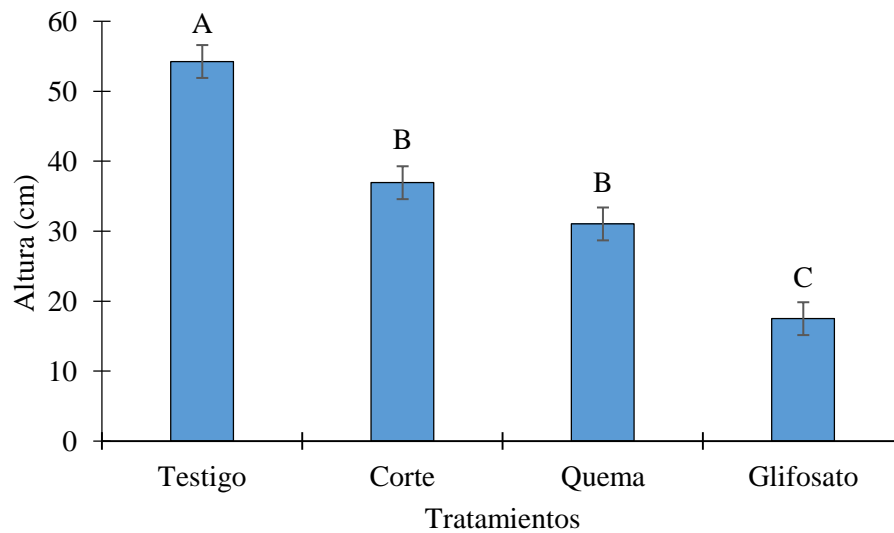


Figura 6. Prueba de HSD de Tukey de las diferencias de medias de mínimos cuadrados para altura de *Amelichloa clandestina*. (\pm error estándar). Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente distintos en las comparaciones entre grupos para $P < 0.05$.

En el cuadro 7 relacionado con el análisis de varianza para la cobertura aérea de *A. clandestina* de los tres tratamientos, se muestra que ($Pr > .0001$) es menor a ($\alpha = 0.05$), lo que significa que si se obtuvieron diferencias altamente significativas para la variable cobertura aérea.

Cuadro 7. Análisis de varianza (ANOVA) para la variable cobertura aérea de *Amelichloa clandestina*.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media de los cuadrados	Razón F	Prob > F
Modelo	3	3744.053	1248.02	20.1597	<.0001*
Error	116	7181.149	61.91		
C. Total	119	10925.202			

En la figura 7 se muestra la cobertura aérea de *A. clandestina* para cada tratamiento, se realizó el análisis de comparación de medias a través de la prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$) lo que mostró que el testigo es el que cuenta con el promedio más alto con 21.74 cm^2 , seguido de quema con 20.04 cm^2 en corte 14.91 cm^2 y el herbicida en menor promedio con 7.38 cm^2 .

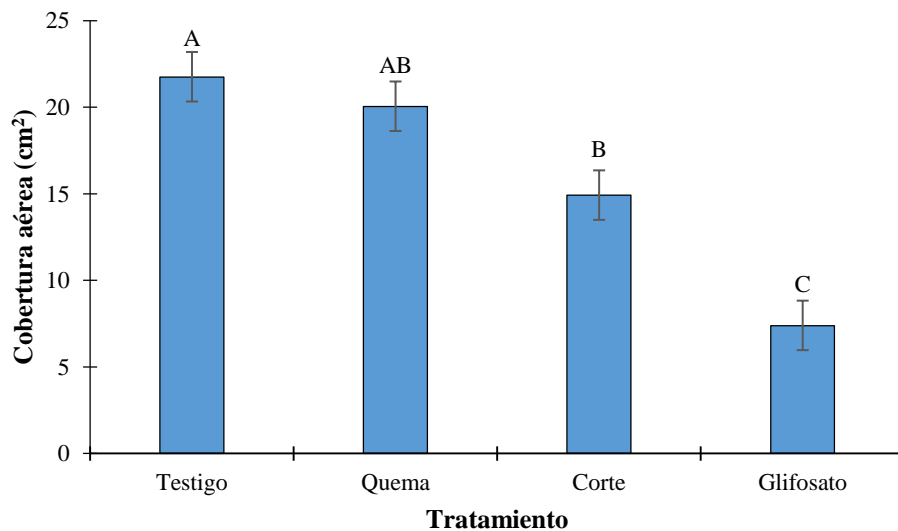


Figura 7. Prueba de HSD de Tukey de las diferencias de medias de mínimos cuadrados para cobertura aérea de *Amelichloa clandestina*. (\pm error estándar) Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente distintos en las comparaciones entre grupos para $P < 0.05$.

De acuerdo con el cuadro 8 el análisis de varianza para la densidad de *A. clandestina*, para los tres tratamientos aplicados, se observa que ($Pr > .0001$) es menor a ($\alpha = 0.05$), lo que significa que si se generaron diferencias altamente significativas, existiendo un comportamiento diferenciado entre tratamientos para la densidad *A. clandestina*.

Cuadro 8. Análisis de varianza (ANOVA) para la densidad de *Amelichloa clandestina*.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media de los cuadrados	Razón F	Prob > F
Modelo	3	67302.49	22434.2	21.1067	<.0001*
Error	116	123295.30	1062.9		
C. Total	119	190597.79			

En la figura 8 se presenta la densidad de *A. clandestina* para cada tratamiento, se realizó el análisis de comparación de medias la prueba Tukey ($\alpha = 0.05$) lo que mostró que en la quema cuenta con el mayor promedio con 168,400 ind/ha, seguido de corte con 77,083 ind/ha, en testigo 49,833 ind/ha y el glifosato registró el menor promedio con 6,750 ind/ha.

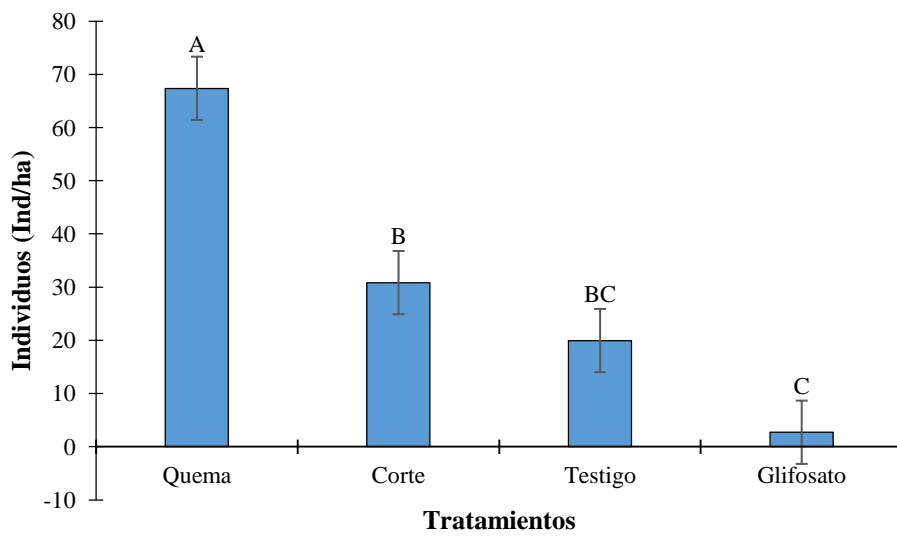


Figura 8. Prueba de HSD de Tukey de las diferencias de medias de mínimos cuadrados para densidad de *Amelichloa clandestina*. (\pm error estándar) Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente distintos en las comparaciones entre grupos para $P < 0.05$.

V. DISCUSIÓN

Los modelos de acumulación de especies son una herramienta predictiva para estudios de conservación y biodiversidad, además de planificación para diseñar protocolos de muestreo (Soberón y Llorente, 1993). Por lo tanto, la aplicación de estos modelos es recomendable al comparar la diversidad de especies de diferentes comunidades, paisajes o de áreas con diferentes grados de perturbación (Moreno y Halffter, 2000).

Las curvas de acumulación permiten 1) dar fiabilidad a los inventarios biológicos y posibilitar su comparación, 2) una mejor planificación del trabajo de muestreo, después estimar el esfuerzo requerido para tener inventarios fiables, y 3) extrapolar el número de especies observado en un inventario para estimar el total de especies que estarían presentes en la zona (Gotelli y Colwell, 2001). Se determinó que el valor de la riqueza supera el 70 % en los cuatro tratamientos, lo cual revela que el muestreo fue suficiente para determinar la riqueza de especies de acuerdo con (Jiménez y Hortal, 2000). En los tratamientos de quema y testigo expresaron el menor y mismo porcentaje con 77 %, lo cual hace que se encuentren en la parte mínima para su fiabilidad, con un esfuerzo adicional en el trabajo de muestreo en los datos de campo, los resultados mejorarán tanto en las conclusiones obtenidas, en su validez científica, además de su utilidad para el estudio y conservación de la biodiversidad (Jiménez y Hortal, 2000).

Se registraron 64 especies, agrupadas en 56 géneros y 22 familias distribuidos en el zacatal (Apéndice 1). La flora registrada representa el 2.10 % de la flora reportada para Coahuila de acuerdo con Villarreal (2001). La riqueza específica del pastizal es mayor que la reportada para un campo de bosque quemado de 1 año de antigüedad del incendio, ubicado sobre la ladera occidental de las Sierras Chicas de Córdoba, donde se encontraron 36 especies (Verzino *et al.*, 2005). Es menor a un zacatal de *Hilaria mutica* con una riqueza de 109 especies (Encina *et al.*, 2014). De acuerdo con Rzedowski (1992) los pastizales y matorrales albergan 6,000 especies (20 % de la flora total), el 1.06 % de esas especies se presentan en el zacatal de *A. clandestina*.

Las familias más importantes que fueron registradas son: Asteraceae con 16 especies, Poaceae (12), Convolvulaceae y Lamiaceae (4), tales familias son de igual forma, las de mayor riqueza de especies en pastizales halófilos del Valle de Janos, Chihuahua (Vega-Mares *et al.*, 2014).

La elevada riqueza de especies de la familia Asteraceae coincide con otras regiones de México y el mundo (Villaseñor y Espinosa 1998), y es debido al alto número de géneros y epítetos específicos, en especial de herbáceas, que posee esta familia (Katinas *et al.*, 2007; Villaseñor y Ortiz, 2014). La riqueza de la familia Asteraceae puede atribuirse a sus adaptaciones evolutivas como fertilidad alta, eficiencia en dispersión y plasticidad química (Villaseñor, 2018). Las 14 especies encontradas de la familia Asteraceae en el pastizal representan el 2.68 % de las 522 reportadas para Coahuila (Villarreal *et al.*, 1996). Las siete especies de Poaceae registradas representan el 3.76 % de las 319 reportadas para Coahuila por (Valdés-Reyna, 2015). Para la familia Convolvulaceae se registraron cuatro especies que representan el 11.7 % de las 34 reportadas para Coahuila (Villarreal, 2001) y de la familia Lamiaceae de las cuatro especies encontradas representan el 4.6 % de las 87 reportadas para Coahuila por (Martínez *et al.*, 2017).

En el zacatal los tratamientos de quema, corte, herbicida y testigo reportan que la especie dominante es *A. clandestina* debido a que presenta el mayor porcentaje de VIR en los cuatro los tratamientos, con un menor VIR en la aplicación de glifosato con 15.11 % y en mayor en testigo con 56.69 %. Los altos valores de esta especie invasora, se atribuyen al avance en la sucesión secundaria, y la ausencia de pastoreo. En los primeros estadios de la sucesión, favorece a las especies herbáceas perennes, mientras que las anuales tienden a desaparecer (Noy-Meir *et al.*, 1989).

En el estrato herbáceo el tratamiento que presentó la mayor riqueza de especies donde se aplicó el fuego, donde se registraron 48 especies superando al corte con 41 especies, herbicida con 36 especies y testigo con 34 especies. Esto indica que el zacatal invadido por *A. clandestina* en su composición florística inicial, con el tratamiento de quema aumento 41 % permitió el establecimiento de especies presentes en el banco de semillas.

Morlans (2005) menciona que, las especies anuales tienen una gran capacidad de dispersión y un desarrollo muy rápido. De acuerdo con Alcaraz (2013) el mecanismo de sucesión de la facilitación, es un proceso interespecífico, en el cual las primeras especies de la sucesión modifican el ambiente para que otras puedan colonizar y desarrollarse hasta lograr su madurez fisiológica. Para este estudio se consideran a *Anoda cristata*, *Dyssodia papposa*, *Eruca vesicaria* *Salvia reflexa* (Apéndice 1) como especies pioneras que aparecieron en etapas iniciales después del abandono de las tierras de cultivo. Posterior a ellas, se desarrolla una secuencia de herbáceas perennes, entre estas *A. clandestina*, especie oportunista que se estableció debido a su amplia capacidad de dispersión, tolerancia a las condiciones adversas y sus altas tasas reproductivas, dominando en la sucesión ecológica (Barkworth, 1989). En los diferentes tratamientos expresaron un mayor número de especies perennes lo cual indica un mayor avance en la sucesión de la vegetación y con ello mayor balance en diversidad de especies (Morlans, 2005).

Los valores de diversidad utilizando el índice de Shannon fueron de 1.46 a 2.46 nats para los tratamientos de corte, quema, herbicida y testigo, expresando mayor valor en el índice de diversidad en el uso de herbicida. Este índice, en la mayoría de las comunidades naturales varía entre 0.5 y 5.0, aunque su valor normal es de 2 a 3 nats; valores inferiores a 2.0 se consideran bajos y valores de 3.0 son altos (Shannon, 1948). Analizando los resultados se reconoce que los tratamientos de corte y testigo tienen una diversidad baja, mientras que para quema y herbicida tiene una diversidad media.

Los resultados obtenidos para el índice de dominancia de Simpson, para los cuatro tratamientos fueron de 0.60, 0.83, 0.84 y 0.94 (Cuadro 4). En el caso del glifosato el alto valor del índice de Simpson indica una mayor riqueza de especies con respecto al testigo, corte y quema, así como la abundancia o número de individuos por especie, esto apoya el índice de equitatividad de Shannon (Magurran, 1988). La mayor riqueza encontrada en el tratamiento del herbicida, concuerda con Burge *et al.* (2017), donde la riqueza de especies fue mayor en las parcelas donde se aplicó herbicida. Por su parte Farthing *et al.* (2018), señala que los tratamientos Multiple Mow + Glifosato, Single Mow + Glifosato y Vetch Overseed, se asociaron con una mayor riqueza de especies en todos los sitios. La biomasa reducida de *A.*

clandestina, por la aplicación de los tratamientos, permitió una mayor insolación a nivel del suelo (Bobbink *et al.*, 1989), lo que aumentó la cantidad de plántulas y la capacidad de competir por los recursos del suelo y clima (White, 1973). Para la altura de *A. clandestina* existen diferencias altamente significativas entre tratamientos, demostrando que el herbicida presentó mejor resultado en el control de la altura de la especie invasora, reduciendo la altura de 69 % en comparación del testigo, en la quema 43 % y el corte con 33 %. Los resultados obtenidos concuerdan con lo obtenido por Hillhouse *et al.* (2015), ya que, las parcelas tratadas con imazapic + glifosato presentaron mayor rendimiento en el control de gramíneas de invierno que las parcelas control.

Para la cobertura aérea se presentan diferencias altamente significativas entre tratamientos, donde el herbicida presentó mayores resultados en la disminución de la cobertura aérea con un 67 % en comparación con el testigo, seguida del corte con 33 % y quema con 5 %. De acuerdo con Masters *et al.* (2001) y Waller y Schmidt (1983), el glifosato y el glifosato + imazapic, son más efectivos para reducir las gramíneas de estación fría, sin disminuir las especies de estación cálida. Farthing *et al.* (2018) menciona que, todos los tratamientos con glifosatos redujeron ≥ 95.36 % la cobertura del dosel de *Cynodon dactylon* en comparación con los controles, lo cual indica que el uso del herbicida es una alternativa viable para el manejo de especies consideradas como malas hierbas.

Para la densidad existen diferencias altamente significativas. En el tratamiento de herbicida donde se encontró una densidad menor de *A. clandestina* seguida del testigo y el corte. La mayor expresión en densidad fue la quema ya que produce una remoción directa de la biomasa vegetal condicionando la supervivencia de las plantas, su crecimiento posterior y el establecimiento de nuevos individuos. En el control de *A. clandestina* para todas las variables el mejor tratamiento es la aplicación de glifosato, los resultados del estudio son consistentes con una investigación que utilizó Tebuthiuron, Glifosato e Imazapyr + Glifosato para reducir la producción de *A. clandestina* (Hillhouse *et al.*, 2015; Anglin, 2018).

VI. CONCLUSIONES

La evaluación de los tratamientos utilizados para el manejo y control de *A. clandestina*, demostraron que la aplicación de herbicida y quema aumentaron la diversidad y riqueza de especies, superando los tratamientos de corte y testigo. Por lo cual el herbicida y la quema son herramientas eficientes para promover la diversidad en áreas invadidas por gramíneas invasoras.

Los valores inferiores del VIR en la mayoría de las especies demostraron que estuvieron suprimidas por la especie invasora *A. clandestina*, la cual domino las etapas iniciales de sucesión, por su alta capacidad de responder a las perturbaciones, sus altas tasas reproductivas, amplia capacidad de dispersión, y tolerancia a las condiciones adversas.

El uso de herbicida promovió la eliminación del zacate picoso al ser absorbido a través de los tejidos y traslocado a toda la planta. Tratamiento que presentó los mejores resultados en el control de *A. clandestina*, ya que se observó el menor Valor de Importancia Relativa (VIR), al igual un mejor resultado en las variables altura, cobertura aérea y densidad.

VII. RECOMENDACIONES

Para mantener las especies exóticas bajo control, el uso de herbicida y de quemas periódicas son actividades necesarias, ya que con ello se logra aumentar la diversidad y riqueza de especies. El fuego permite disminuir la cobertura aérea de las especies dominantes, por tanto, favorece la recuperación de la vegetación natural.

La aplicación de herbicidas es fundamental para complementar el tratamiento de quemas repetidas para mantener bajo control *A. clandestina* y otras especies exóticas. El uso de químicos debe usarse con total precaución en las reaplicaciones, realizando aplicaciones dirigidas para evitar un efecto sobre las especies nativas.

Seguir realizando evaluaciones de los tratamientos anualmente sobre la diversidad y riqueza de especies.

VIII. LITERATURA CITADA

- Abbott, L. B. 1998. Ecología y diversidad de pastizales. *Proceedings RMRS.*, (40), 14.
- Alcaraz, F. J. 2013. Sucesión (sindinámica). *Geobotánica, Tema, 13*, Pp 1-15.
- Alcaraz, J. 2013. Geobotánica: Sucesión Ecológica: Tema 13. In Geobotánica. Murcia, España. 13 p.
- Anglin, L. M. 2018. *Using post-emergent herbicides to control The Cool Season Invasive Perennial Amelichloa Clandestine*. Tesis Doctoral. San Angelo, Texas. Angelo State University. 27 p.
- Arriaga, M. O., y Barkworth, M. E. 2006. *Amelichloa* un nuevo género en la Stipeae (Poaceae). *Sida* 22: Pp 145-149.
- Baev, P. V., Penev, L. D. 1995. BIODIV: Program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Versión 5.1. Pensoft, Sofia Moscow. 57 p.
- Barkworth, M. E. 1982. Embryological characters and the taxonomy of the Stipeae (Gramineae). *Taxon*, 31(2), 233-243.
- Barkworth, M. E. 1989. Embryological characters and the taxonomy of the Stipeae (Gramineae). Pp. 233-243.
- Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R. 1988. Ecología: individuos, poblaciones y comunidades. Barcelona. *Omega*, XII+ 886p.
- Bellard, C., Cassey, P., Blackburn, T. M. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology letters*, 12(2), 20150623.
- Bernardis, A.C. 2008. Evaluación del impacto ambiental de quemas prescriptas en pastizales en el N.O. de Corrientes. Tesis M.S. Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Resistencia, Argentina. 90 p.
- Bobbink, R., den Dubbelden K. y Willems J. H. 1989. Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. *Oikos* 55: Pp 216-224.
- Bond, W. J., y Keeley, J. E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 20(7), 387-394.
- Bortagaray, G. V. 2015. Evaluación de las propiedades embriotóxicas y teratogénicas de herbicidas a base de glifosato mediante el bioensayo de toxicidad embrio-larval en pez

- cebra (*Danio rerio*). Tesis de Licenciatura; Universidad de la República; Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable. Montevideo, Uruguay. 44p.
- Bowman, D. M., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., y Johnston, F. H. 2009. Fire in the Earth system. *Science*, 324(5926), 481-484.
- Burge, O. R., Bodmin, K. A., Clarkson, B. R., Bartlam, S., Watts, C. H., y Tanner, C. C. 2017. Glyphosate redirects wetland vegetation trajectory following willow invasion. *Applied Vegetation Science*, 20(4), Pp 620-630.
- Canfield, R. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Forestry* 39: Pp 388-349.
- Chang, C., y HilleRisLambers, J. 2016. Integrating succession and community assembly perspectives. *F1000Research*, 5.
- Chornesky, E. A., Bartuska, A. M., Aplet, G. H., Britton, K. O., Cummings-Carlson, J., Davis, F. W., y Hansen, A. J. 2005. Science priorities for reducing the threat of invasive species to sustainable forestry. *Bioscience*, 55(4), 335-348.
- Clarkson, B. D. 1990. A review of vegetation development following recent (< 450 years) volcanic disturbance in North Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 59-71.
- Cody, M. L. 1975. Toward a theory of continental species diversities: Bird distributions over Mediterranean habitat gradients. In: *Ecology and evolution of communities*, M. L. Cody y J.M. Diamond (Eds). Harvard University Press, Cambridge, Pp. 214-257.
- COFEPRIS. 2009. Registro sanitario de plaguicidas y nutrientes vegetales. <http://www.cofepris.gob.mx/AS/Paginas/Registros%20Sanitarios/Registro%20Sanitario%20de%20Plaguicidas%20y%20Nutrientes%20Vegetales/RegistroSanitarioPlaguicidasYNutrientes.aspx> (16, septiembre, 2020).
- Conanp, Conafor, FMCN, USFS, CMF, GIZ. 2012. Guía para la Elaboración de Programas de Manejo del Fuego en Áreas Naturales Protegidas y Sitios de Interés (Guía Rápida), México. Pp.60.
- Connell, J. H., y Slatyer, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111(982), 1119-1144.

- Coop, J. D., Massatti, R. T., y Schoettle, A. W. 2010. Subalpine vegetation pattern three decades after stand- replacing fire: effects of landscape context and topography on plant community composition, tree regeneration, and diversity. *Journal of Vegetation Science*, 21(3), 472-487.
- De Moura, Z. A., y Diniz, D. 2006. Efeito da queima sob o teor de umidade, características físicas e químicas, matéria orgânica e temperatura no solo sob pastagem. *REDVET. Revista Electrónica de Veterinaria*, 7(4), 1-11.
- de Souza, L. A. L., de Souza, Z. M., y Torres, J. L. R. 2019. Use of different doses of glyphosate to control invasive plants: 'Bidens pilosa', 'Commelina benghalensis', 'Digitaria insularis', 'Ipomoea grandifolia' and 'Tridax procumbens'. *Australian Journal of Crop Science*, 13(4), 529 p.
- del Moral, R., y Grishin, S. Y. 1999. Volcanic disturbances and ecosystem recovery. *Ecosystems of the world*, Pp 137-160.
- Dextrase, A. J., y Mandrak, N. E. 2006. Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. *Biological Invasions*, 8(1), Pp 13-24.
- Drake, J. A., Zimmerman, C. R., Purucker, T., Y Rojo, C. 1999. On the nature of the assembly trajectory. *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*, Pp 233-50.
- Encina-Domínguez, D. J. A., Valdés R. J., y Villarreal Q. J. A. 2014. Estructura de un zacatal de toboso (*Hilaria mutica*: Poaceae) asociado a sustrato ígneo en el Noreste de Coahuila, México. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas*, 8(2), Pp 583-594.
- Escalante, E. T. 2003. ¿Cuántas especies hay. Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos*, 52, Pp 53-56.
- Eugenio, M., y Lloret, F. 2004. Fire recurrence effects on the structure and composition of Mediterranean *Pinus halepensis* communities in Catalonia (northeast Iberian Peninsula). *Ecoscience*, 11(4), 446-454.
- Faber, L. D. 1992. Ecological constraints on rain forest management at Bajo Calima, western Colombia. *Forest Ecology and Management*, 53(1-4), 213-244.
- Farthing, T. S., Muir, J. P., Falk, A. D., y Murray, D. 2018. Efficacy of Seven Invasive-Bermudagrass Removal Strategies in Three Texas Ecoregions. *Ecological Restoration*, 36(4), Pp 306-314.

- Farthing, T. S., Muir, J. P., Falk, A. D., y Murray, D. 2018. Efficacy of Seven Invasive-Bermudagrass Removal Strategies in Three Texas Ecoregions. *Ecological Restoration*, 36(4), Pp 306-314.
- Fisher, M. J., Rao, I. M., Ayarza, M. A., Lascano, C. E., Sanz, J. I., Thomas, R. J., Y Vera, R. R. 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature*, 371(6494), Pp 236-238.
- Fisher, S. G. 1990. Recovery processes in lotic ecosystems: limits of successional theory. *Environmental Management*, 14(5), Pp 725-736.
- Fulé, P. Z., y Laughlin, D. C. 2007. Wildland fire effects on forest structure over an altitudinal gradient, Grand Canyon National Park, USA. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), Pp 136-146.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köeppen. 5 ed. Instituto de Geografía-UNAM: Serie Libros. México. 50 p.
- Gibson, D. J., y Hulbert, L. C. 1987. Effects of fire, topography and year-to-year climatic variation on species composition in tallgrass prairie. *Vegetatio* 72(3), 175-185.
- Glyphosate Task Force. 2013. Historia del glifosato. [http:// www.glifosato.es/historia-del-glifosato-0](http://www.glifosato.es/historia-del-glifosato-0) (16, septiembre, 2020).
- Gorchov, D. L., Cornejo, F., Ascorra, C., Y Jaramillo, M. 1993. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Vegetatio* 107(1), 339-349.
- Gotelli, N. J., y Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters* 4(4), Pp 379-391.
- Halffter, G. 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International (France)*.
- Heringer, I., y Jacques, A. V. A. 2001. Burning and management alternatives on forage accumulation and floristic composition of a native pasture. In *International Grasslands Congress* (Vol. 19, pp. 827-828).
- Hernández, Ríos, I., Vasco, L. J. F., Mosquera, A. J. D., Acosta, O A. A., Torres, A. M., y García, H. E. J. 2018. Uso del glifosato y los cultivos transgénicos resistentes. *Agroproductividad*, 11(4).

- Hillhouse, H. L., Schacht W. H., Masters R. A., Sleugh B. B., y Kopp C. W. 2015. Tebuthiuron use in restoring degraded tallgrass prairies and warm-season grass pastures. *The American Midland Naturalist* 173: Pp 99-109.
- Ibarra, M. J., y Gil, Q. M. J. 2009. Uso del concepto de sucesión ecológica por alumnos de secundaria: la predicción de los cambios en los ecosistemas. *Enseñanza de las Ciencias*, 27(1), Pp 019-32.
- INEGI. 2007. Conjunto nacional del uso del suelo y vegetación. Serie III. <http://www.inegi.gob.mx/inegi/contenidos/espanol/prensa/Contenidos/estadisticas/2007/ambiente07.pdf> (12, octubre, 2020).
- Jacques, A.V. A. 2003. A queima das pastagens naturais - efeitos sobre o solo e a vegetação. *Ciencia Rural*, Santa María, v.33, n.1, Pp.177-181.
- Jaworski, E. G. 1972. Mode of action of N-phosphonomethylglycine. Inhibition of aromatic amino acid biosynthesis. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 20(6), 1195-1198.
- Jiménez-Valverde, A., y Hortal, J. 2000. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. Vol. 8. Pp 151–161
- Johansen, J. R. 2001. Impacts of fire on biological soil crusts. In *Biological soil crusts: Structure, function, and management* (pp. 385-397). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Katinas, L., Gutiérrez D.G., Grossi M.A. y Crisci J.V. 2007. Panorama de la familia Asteraceae (Compositae) en la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 42: Pp 113-129
- Kaufmann, M. R., Shlisky A. y Kent, B. 2003. Integrating scientific knowledge into social and economic decisions for ecologically sound fire and restoration management. Proceedings 3rd international Wildland fire conference and exhibition. Sydney, Australia.11 p.<http://www.fire.uni-freiburg.de/summit-2003/3-IWFC/Papers/3-IWFC-062-Kaufmann.pdf> (02, noviembre, 2020).
- Kettenring, K. M., y Adams, C. R. 2011. Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and metaanalysis. *Journal of Applied Ecology*, 48(4), Pp 970-979.

- Kolar, C. S., y Lodge, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(4), Pp 199-204.
- Kunst, C., y Moscovich, F. 1996. Fuego prescripto: introducción a la ecología de fuego y manejo de fuego prescripto. *INTA EEA Sgo del Estero*.
- Leung, B., Lodge, D. M., Finnoff, D., Shogren, J. F., Lewis, M. A., y Lamberti, G. 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269(1508), Pp 2407-2413.
- Leung, B., y Mandrak, N. E. 2007. El riesgo de establecimiento de especies invasoras acuáticas: uniendo la invasibilidad y la presión propagule. *Procedimientos. Ciencias biológicas*, 274(1625), 2603–2609 (28, Agosto, 2020).
- Levinton, J. S. 1970. The paleoecological significance of opportunistic species. *Lethaia*, 3(1), Pp 69-78.
- Lockwood, J. L., Cassey, P., y Blackburn, T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(5), Pp 223-228.
- Luebert, F., y Becerra, P. 1998. Representatividad vegetacional del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) en Chile.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton university press. 179 p.
- Magurran, A. E. 1988: Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton New Jersey. 179 p.
- March, M. I., y Martínez J. M. 2007. Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: prioridades en México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Margalef, R. 1968. Perspectives in Ecological Theory, University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Margalef, R. 1969. El ecosistema pelágico del Mar Caribe. Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales. La Salle, 29, 5-36. http://www.fundacionlasalle.org.ve/userfiles/Mem_1969_29_82_5-36.pdf. (29, octubre, 2020).

- Martínez, G. M., Bedolla, G. B., Cornejo, T. G., Fragoso, M. I., García, P. M. D. R., González, G. J. G., Zamudio, S. 2017. Lamiaceae de México. *Botanical Sciences*, 95(4), Pp 780-806.
- Masters, R. A. D., Beranand, D. R., Gaussoin, E, 2001. Restoring tallgrass prairie species mixtures on leafy spurge-infested rangeland. *Journal Range Management*, 54: Pp 362-369.
- Masters, R. A., y Sheley, R. 2001. Invited synthesis paper: principles and practices for managing rangeland invasive plants.
- Matteucci, S. D. y Colma, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de la Organización de Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico Washington, EUA. 72 p.
- McArthur, R. H., y Wilson, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography* Princeton University Press Princeton. New Jersey.
- McComb, B. C., Curtis, L., Chambers, C. L., Newton, M., y Bentson, K. 2008. Acute toxic hazard evaluations of glyphosate herbicide on terrestrial vertebrates of the Oregon coast range. *Environmental Science and Pollution Research*, 15(3), 266-272.
- Medrano, S. C. 1996. Control de malezas en frutales. *ALCANCE [Venezuela]*, 50, 131-140.
- Melgoza, C. A. 2006. Current situation of rangelands in Mexico. In *In: Basurto, Xavier; Hadley, Diana, eds. 2006. Grasslands ecosystems, endangered species, and sustainable ranching in the Mexico-US borderlands: Conference proceedings. RMRS-P-40. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 85-86 (Vol. 40).*
- Mendoza, Z. A. 2013. Guía de métodos para medir la biodiversidad. *Área Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables. Carrera de Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de Loja. Loja-Ecuador*, 37(6), 82 p.
- Millennium Ecosystem Assessment, M. E. A. 2005. *Ecosystems and human well-being. Synthesis.*
- Mooney, H. A., y Cleland, E. E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(10), 5446-5451.
- Moreno, C. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad.* Zaragoza: La Sociedad Entomológica Aragonesa. 86 p.

- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., y Pavón, N. P. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4). Pp. 1249-1261.
- Moreno, C. E., y Halffter, G. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 37(1), Pp 149-158.
- Morlans, M. 2005. Dinámica de ecosistema a II sucesión ecológica: Tendencias esperadas. Cajamarca, Perú. Pp.20-21
- Myers, L. R. 2006. Convivir con el fuego. Manteniendo los ecosistemas y los medios de subsistencia mediante el manejo integral del fuego. Iniciativa global para el manejo del fuego. Tallahassee, USA. 36 p.
- Nissen, S., Namuth D., y Hernández, R. I. 2018. Inhibidores de la síntesis de aminoácidos aromáticos.
<https://passel.unl.edu/pages/printinformationmodule.php?idinformationmodule=1008088419> (16, septiembre, 2020).
- Nivia, E. 2000. Efectos sobre la salud y el ambiente de herbicidas que contienen glifosato. <http://www.glifocidio.org/docs/impactos%20generales/ig1>. (21, septiembre, 2020).
- Noy-Meir, I., Gutman, M., y Kaplan, Y. (1989). Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. *The journal of Ecology*, Pp 290-310.
- Owagboriaye, F.O., Dedeke, G.A., Ademolu, K.O., Olujimi, O.O., Ashidi, J.S., Adeyinka, A. A. 2017. Reproductive toxicity of Roundup herbicide exposure in male albino rat. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0940299316302585> (16, septiembre, 2020).
- Pearson, D. E., Ortega, Y. K., Eren, Ö., y Hierro, J. L. 2018. Community assembly theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(5), 313-325.
- Pedemonte, C. F. E. 2017. Problemática del uso de glifosato. Trabajo Monográfico para optar el Título de Ingeniero Agrónomo .Lima – Perú. 58 p. Universidad Nacional Agraria La Molina Facultad de Agronomía.
- Pérez, R. S. 2012. Programa de manejo de pastizales en el Rancho Ganadero Experimental Los Ángeles. Tesis. Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coahuila, México. Pp 12-14.
- Pielou, E. C. 1975. Ecological diversity. John Wiley & Sons, Inc., New York. 165 p.

- Prach, K., Tichý, L., Lencová, K., Adámek, M., Koutecký, T., Sádlo, J., y Šmilauer, P. 2016. Does succession run towards potential natural vegetation? An analysis across seres. *Journal of Vegetation Science*, 27(3), 515-523.
- Rees, D. C., y Juday, G. P. 2002. Plant species diversity on logged versus burned sites in central Alaska. *Forest Ecology and Management*, 155(1-3), 291-302.
- Russell, M. L., y Landers Jr, R. 2017. Mexican Needlegrass. Texas A&M AgriLife Extension Service, Pp. 4.
- Rzedowski, J. 1992. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. en: G. Halffter (compilador). La diversidad biológica de Iberoamérica I. Acta Zoológica Mexicana. Volumen especial. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa. Pp 47-56.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, DF, México. Pp 225-246.
- Sabattini, J. A., y Sabattini, R. A. 2019. Sucesión vegetal y restauración ecológica. Revista científica agropecuaria 22 (1-2): Pp 31-53.
- Schaefer, L. 2008. La sucesión primaria de la vegetación sobre los flujos piroclásticos del 2006 en el Volcán Tungurahua.
- SEMARNAT. 2009. NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007. Norma oficial mexicana que establece las especificaciones técnicas de métodos de uso del fuego en los terrenos forestales y en terrenos de uso agropecuario. Diario Oficial de la Federación. México, D.F. 67 p.
- Shafi, M. I., y Yarranton, G. A. 1973. Diversity, floristic richness, and species evenness during a secondary (post- fire) succession. *Ecology*, 54(4), 897-902.
- Shannon, C. E., y Wiener, W. 1948. The Mathematical Theory of Communication. The Bell System Technical Journal, 27. Pp. 378-423.
- Shannon, C. E., y Wiener, W. 1948. The mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal, 27. Pp. 378-423.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of Diversity. *Nature*. Pp.163-688.
- Smith, L.R. 2001. Ecología. Madrid, Pearson Educación. Pp. 62-64.
- Soberón, M. J., y Llorente, B, J. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation biology*, 7(3), Pp 480-488.

- Soto, M. 1992. *Bananos: cultivo e comercialización* (No. 338.174772 S686B.). Litografía e imprenta LIL.
- Suding, K. N., y Hobbs, R. J. 2009. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in ecology & evolution* 24(5), Pp 271-279.
- Vaccaro, S., Arturi, M. F., Goya, J. F., Frangi, J. L., y Piccolo, G. 2003. Almacenaje de carbono en estadios de la sucesión secundaria en la provincia de Misiones, Argentina. *Interciencia*, 28(9), 521-527.
- Valdés-Reyna, J. 2015. Gramíneas de Coahuila. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., 556 pp.
- Valdés-Reyna, J., Villaseñor, J. L., Encina-Domínguez, J. A., & Ortiz, E. 2015. The grass family (Poaceae) in Coahuila, Mexico: Diversity and distribution. *Botanical Sciences*, 93(1), 119-129.
- Vázquez, A. R. 2011. Memoria del herradero 20011. Descripción del “Rancho los Ángeles”. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. México. Pp 1-6.
- Vega-Mares, J. H., Estrada-Castillón, A. E., Villarreal-Quintanilla, J. Á., & Martínez, G. Q. (2014). Flora of the halophytic grasslands in the Valle de Janos, Chihuahua, Mexico. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas*, 8(1), Pp 151-163.
- Verzino, G., Joseau, J., Dorado, M., Gellert, E., Rodríguez Reartes, S., y Nóbile, R. 2005. Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología Aplicada*, 4(1-2), Pp 25-34.
- Villarreal, J. Á. 2001. *Flora de Coahuila*. Instituto de Biología UNAM. Primera edición. México D.F. 139 P.
- Villarreal, Q. J. Á., Reyna, J. V., Villaseñor, J. L. 1996. Corología de las asteráceas de Coahuila, México. *Acta Botánica Mexicana*, (36), 29-42.
- Villaseñor, J. L. (2018). Diversidad y distribución de la familia Asteraceae en México. *Botanical Sciences*, 96(2), 332-358.
- Villaseñor, J.L. y Espinosa G. F. J. 1998. Catálogo de las Malezas de México. Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica. México D.F. 449 p.
- Villaseñor, J.L. y Ortiz E. 2014. Biodiversidad de las plantas con flores (División Magnoliophyta) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:134-142.

- Vitelli, J. S., y Pitt, J. L. 2006. Assessment of current weed control methods relevant to the management of the biodiversity of Australian rangelands. *The Rangeland Journal*, 28(1), 37-46.
- Vitousek, P. M., D'antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmanek, M., y Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 1-16.
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., y Westbrooks, R. 1996. Biological invasions as global environmental change.
- Walker, L. R., y Del Moral, R. 2003. *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press.
- Walker, L. R., y del Moral, R. 2009. Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science*, 12(1), 55-67.
- Wallerand, S. S. D., Schmidt, K. 1983. Improvement of eastern Nebraska tallgrass range using atrazine or glyphosate. *Journal Range Management*, 36: Pp 87-90.
- Weiher, E., y Keddy, P. (Eds.). 2001. *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press. 1 Edition. Knoxville. U.S.A. Pp 1-23.
- Wester, D. B., Bryant, F. C., Tjelmeland, A. D., Grace, J. L., Mitchell, S. L., Edwards, J. T., y Machen, R. V. 2018. Tanglehead in southern Texas: A native grass with an invasive behavior. *Rangelands*, 40(2), 37-44.
- White, L. 1973. Reservas de carbohidratos de gramíneas: una revisión. *Journal of Range Management* 26: Pp 13-18.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3). Pp 213-251.
- Wilgen, B. V., Richardson, D., y Higgins, S. I. 2001. Integrated control of invasive alien plants in terrestrial ecosystems. *Land Use and Water Resources Research*, 1(1732-2016-140256).
- Wilson, M. V., y Shmida, A. 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology*, 72: Pp 1055-1064.
- Zajac, R. N., y Whitlatch, R. B. 1982. Responses of estuarine infauna to disturbance. I. Spatial and temporal variation of initial recolonization. *Marine ecology progress series*. *Oldendorf*, 10(1), 1-14.

Apéndice 1. Listado de especies del Zacatal de *Amelichloa clandestina*

Simbología (P) especie perenne (A) especie anual (N) especie nativa (I) especie introducida.

Hierbas (*he*), Gramínea (*Gr*), Cactacea (*Ca*)

AMARANTHACEAE

Amaranthus blitoides S. Watson. AN, he

APOCYNACEAE

Asclepias brachystephana Engelm. ex Torr. PN, he

ASPHODELACEAE

Asphodelus fistulosus L., C. J 101, PI, he

ASTERACEAE

Cirsium texanum Buckley. J 103, PN, he

Dyssodia papposa (Vent.) Hitchc. AN, he

Erigeron pubescens Kunth. J 115, PN, he

Helianthus laciniatus A. Gray. J 102, PN, he

Lactuca serriola L. J 103, AI, he

Laennecia coulteri (A. Gray) G. L. Nesom. J 110, AN, he

Machaeranthera tanacetifolia (Kunth) Nees. J 107, AN, he

Mirabilis linearis (Pursh). J 108, PN, he

Mirabilis oblongifolia (A. Gray) Heimerl. PN, he

Parthenium hysterophorus L. AN, he

Parthenium incanum Kunth. PN, he

Sanvitalia angustifolia Engelm. ex A.Gray. AN, he

Solidago velutina D C. J 106, PN, he

Sonchus oleraceus L. AI, he

Symphotrichum subulatum (Michaux) GL Nesom. AN, he

Townsendia mexicana A. Gray. J 109, PN, he

BRASSICACEAE

Brassica rapa L. AI, he

Eruca sativa (Boiss. & Reut.) Coss. AI, he

Physaria fendleri (A. Gray) O'Kane y Al-Shehbaz. J 106 PN, he

CACTACEAE

Cylindropuntia imbricata (Haw.) FM Knuth. PN, Ca

Opuntia rastrera F. A. C. Weber. PN, Ca

CONVOLVULACEAE

Convolvulus arvensis L. J 146, PI, he

Convolvulus equitans Benth. J 145, PN, he

Dichondra argentea Humb. & Bonpl. ex Willd. J 117, PN, he

Ipomoea purpurea (L.) Roth. J 149, AI, he

EUPHORBIACEAE

Euphorbia exstipulata Engelm. AN, he

Euphorbia serrula (Engelm.) Woot. & Standl. AN, he

FABACEAE

Rhynchosia senna Gillies ex Hook. PN, he

Hoffmannseggia watsonii (Fisher) Rose. PN, he

Dalea bicolor Humb. & Bonpl. ex Willd. PN, he

GERANIACEAE

Erodium cicutarium (L.) L'Hér. ex Aiton. AI, he

LAMIACEAE

Marrubium vulgare L. J 125, PI, he

Monarda citriodora Cerv. ex Lag. J 126, AN, he

Salvia reflexa Hornem. AN, he

Stachys agraria Schltld. & Cham. J 127, AN, he

MALVACEAE

Anoda cristata (L.) Schlecht. AN, he

Sphaeralcea angustifolia (Cav.) G. Don PN, he

ONAGRACEAE

Gaura coccinea Nutt. ex Pursh. J 129, PN, he

Oenothera berlandieri (Spach) Walp. J 130 PN, he

Oenothera kunthiana (Spach) Munz. AN, he

OXALIDACEAE

Oxalis latifolia Kunth. PN, he.

PAPAVERACEAE

Argemone echinata G.B. Ownbey. J 132, AN, he

POACEAE

Amelichloa clandestina (Hack.) Arriaga y Barkworth. PN, Gr

Aristida adscensionis L. PN, Gr

Aristida havardii Vasey. J 148, PN, Gr

Bouteloua curtispindula (Michx.) Torr. J 120 PN, Gr

Bouteloua dactyloides (Nutt.) J.T.Columbus. PN, Gr

Disakisperma dubium (Kunth) P.M. Peterson y N.Snow PN, Gr

Eragrostis barrelieri Daveau AI, Gr

Eragrostis mexicana (Hornem.) Link AN, Gr

Muhlenbergia torreyi (Kunth) AS Hitchc. ex Bush J 134, PN, Gr

Nassella tenuissima (Trin.) Barkworth PN, Gr

Scleropogon brevifolius Phil. PN, Gr

Setaria leucopila (Scribn. & Merr.) K. Schum. PN, Gr

POLYGONACEAE

Rumex crispus L. J 137, PI, he

RANUNCULACEAE

Clematis drummondii Torr. & A. Gray. J 139 PN, he

SCROPHULARIACEAE

Buddleja scordioides Kunth. J 140, PN, he

SOLANACEAE

Chamaesaracha coronopus (Dunal) A. Gray. PN, he

Physalis longifolia Nutt. PN, he

Solanum elaeagnifolium Cav. J 141 PN, he

VERBENACEAE

Glandularia bipinnatifida Nutt. J 143, AN, he

Verbena neomexicana (A. Gray) Small. J 144, PN, he