

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE CIENCIA ANIMAL
DEPARTAMENTO DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES



Efecto de quema, herbicida y corte en la estructura de un zacatal de *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth en el sureste de Coahuila, México

Por

JUAN ALBERTO CLAVEL GARCIA

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título profesional de

INGENIERO AGRÓNOMO ZOOTECNISTA

Saltillo, Coahuila, México

Junio de 2022

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE CIENCIA ANIMAL

DEPARTAMENTO DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES

**Efecto de Quema, Herbicida y Corte en la Estructura de un Zacatal de
Amelichloa clandestina (Hack.) Arriaga & Barkworth en el Sureste de
Coahuila, México**

TESIS

POR:

JUAN ALBERTO CLAVEL GARCIA

Que somete a la consideración del H. Jurado Examinador como
requisito para obtener el título de:

INGENIERO AGRÓNOMO ZOOTECNISTA

APROBADA POR:

Dr. Juan Antonio Encina Domínguez
Asesor Principal

Dr. José Antonio Hernández Herrera
Coasesor

M.C. Sait Juanes Márquez
Coasesor

Dr. José Dueñez Alanís
Coordinador de la División de Ciencia Animal

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México



Junio de 2022

DEDICATORIA

Claudia Eugenia García Leyva

A mi madre por haberme moldeado como la persona que soy, por el amor que siempre me ha brindado, tanto los buenos hábitos y valores lo cual me ha ayudado a seguir adelante en los momentos difíciles.

AGRADECIMIENTOS

A mi “**ALMA TERRA MATER**” por darme la oportunidad de realizar mis estudios, por abrirme sus puertas y ser mi segundo hogar durante mi carrera, por contribuir a mi formación profesional y por permitirme conocer grandes amistades y gente que me apoyo durante mi formación universitaria.

Al Dr. Juan Antonio Encina Domínguez por su gran disponibilidad, orientación y apoyo en la realización de este trabajo, con sus comentarios y sugerencias, por compartir sus conocimientos y, sobre todo, para hacer de esto un excelente trabajo.

Al Dr. José A. Hernández Herrera por su valioso tiempo dedicado a la revisión de este trabajo a quien agradezco sus valiosas sugerencias y comentarios los cuales incrementaron la calidad del escrito.

Al M.C. Sait Juanes Márquez por su enorme apoyo en la realización de la tesis, quien me acompañó en este último escalón, por su valioso tiempo en la revisión de este trabajo, por sus sugerencias y valiosas opiniones y por su gran amistad que me ha brindado.

ÍNDICE

DEDICATORIA.....	III
AGRADECIMIENTOS.....	IV
ÍNDICE DE FIGURAS	VII
ÍNDICE DE CUADROS.....	VIII
RESUMEN	IX
ABSTRACT.....	X
I. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Justificación.....	2
1.2 Objetivo general	2
1.3 Hipótesis.....	2
II. REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1 Pastizales en México y Coahuila.....	3
2.2 Condición ecológica del pastizal	4
2.3 Definición de zacatal	6
2.4 Sucesión ecológica	7
2.5 Tipos de sucesión	7
2.6 Descripción de la especie	8
2.7 Diversidad y riqueza de especies.....	12
2.8 Métodos para medir la diversidad alfa	13
2.9 Plantas invasoras	16
2.10 Plantas oportunistas	17
2.11 Quema prescrita.....	17
2.12 Quema controlada.....	18
2.13 Glifosato	18
2.14 Control mecánico.....	19
III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	21
3.1 Área de Estudio	21

3.2 Metodología.....	23
3.3 Tratamientos aplicados	23
3.4 Determinación de riqueza de especies.....	24
3.5 Análisis estadísticos.....	25
IV. RESULTADOS	26
4.1. Riqueza de especies	26
4.2 Cobertura de especies de gramíneas y herbáceas	28
V. DISCUSIÓN.....	33
5.1 Riqueza de especies	33
5.2 Cobertura de especies de gramíneas y herbáceas	34
VI. CONCLUSIONES	37
VII. LITERATURA CITADA.....	38
VIII. ANEXOS	47

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. <i>Amelichloa clandestina</i> (Hack.) Arriaga & Backworth Fuente: Flora of North América.....	10
Figura 2. Localización Geografía del área de estudio en el Rancho Los Ángeles, Saltillo, Coahuila, México.....	22
Figura 3. Distribución de los tratamientos dentro del conglomerado. T1 = Quema controlada, T2 = Aplicación de herbicida, T3 = Corte del follaje de la especie y T4 = Testigo.....	23
Figura 4. Distribución de cuadrantes de 0.10 m, 1.32, 1.00 m, 3.16 m, 10.00 m, para determinar la riqueza de especies.....	25
Figura 5. Prueba de HSD de Tukey de las diferencias de medias de mínimos cuadrados para la de riqueza de especies, (\pm error estándar). Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente distintos en las comparaciones entre grupos para $P < 0.05$	26
Figura 6. Prueba de HSD de Tukey de las diferencias de medias de mínimos cuadrados para la Cobertura de herbáceas (%), 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 $P < 0.05$	28
Figura 7. Prueba de HSD de Tukey de las diferencias de medias de mínimos cuadrados para la Cobertura 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 $P < 0.05$. Clases de cobertura: 1: Trazas, 2: < 1% de cobertura, 3: 1-2 %, 4: 2-5%, 5: 5-10%, 6: 10-25%, 7: 25-50%, 8: 50-75%, 9: >75%.	29

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Resultados de los parámetros de estimación de diversidad y riqueza α en los distintos tratamientos en los años 2020, 2021.	27
Cuadro 2. Presencia de especies anuales y perennes por especie, 2 años después de la aplicación de los tratamientos.	30
Cuadro 3. Abundancia y jerarquía de las 20 principales plantas presentes en los distintos tratamientos aplicados.	31

RESUMEN

Amelichloa clandestina es una especie nativa del Norte de México. Es una especie invasora presente en el sureste de Coahuila donde se ha establecido en las tierras de cultivo abandonadas. El objetivo fue evaluar los cambios en la riqueza y la diversidad de las especies vegetales después de dos años de la aplicación de los tratamientos: corte, aplicación de herbicida y quema. El área de estudio es el Rancho Los Ángeles ubicado a 34 Km de Saltillo, Coahuila, México, donde se establecieron 24 parcelas, cada parcela tiene un área de 10×10 m, cada conglomerado incluye 12 parcelas donde se ubicaron los tres tratamientos con seis repeticiones, se aplicaron 4 tratamientos: quema controlada (T1), aplicación de herbicida (T2), corte del follaje (T3) y testigo (T4). Se estableció los cuadrantes de 0.10 m, 1.32, 1.00 m, 3.16 m, 10.00 m, donde se identificaron las especies, se midió la cobertura y altura de las especies. Se utilizó el programa PAST 4.10, para calcular la diversidad alfa (α) el análisis de varianza (ANOVA), utilizando JMP 15. En el área de estudio se registraron 66 especies, de las cuales corresponden a 59 géneros y 23 familias, donde la mayor riqueza de especies se presentó en el tratamiento con herbicida con 54, seguido del corte con 52, el testigo con 50 y la aplicación de la quema fue la que registro la menor cantidad de especies con 4. En cuanto al tratamiento que propicio la mayor cobertura de herbáceas fue la aplicación del herbicida.

Palabras clave: Zacate picoso, diversidad y riqueza de especies, herbicida.

ABSTRACT

Amelichloa clandestina is a species native to Northern Mexico. It is an invasive species present in southeastern Coahuila where it has established itself on abandoned farmland. The objective was to evaluate the changes in the richness and diversity of the plant species after two years of the application of the treatments: cutting, herbicide application, and burning. The study area is Rancho Los Angeles, located 34 km from Saltillo, Coahuila, Mexico, where 24 plots were established. Each plot has an area of 10 × 10 m, each conglomerate includes 12 plots where three treatments with six repetitions, and 4 treatments were applied: controlled burning (T1), herbicide application (T2), foliage cutting (T3), and control (T4). The quadrants of 0.10 m, 1.32, 1.00 m, 3.16 m, and 10.00 m were established, where the species were identified, and the cover and height of the species were measured. The PAST 4.10 program was used to calculate the alpha diversity (α) for the analysis of variance (ANOVA), using JMP 15. In the study area, 66 species were recorded, of which they correspond to 59 genera and 23 families, where the highest species richness was presented in the herbicide treatment with 54, followed by the cut with 52, the control with 50 and the application of burning was the one that recorded the least number of species with 4. The treatment that led to the greatest herbaceous coverage was the application of the herbicide.

Key words: Mexican needlegrass, diversity and species richness, herbicide

I. INTRODUCCIÓN

Las comunidades vegetales donde las gramíneas son dominantes reciben el nombre de pastizales (Rzedowski, 2006). En las zonas áridas los pastizales naturales cubren cerca del 40 % de la superficie terrestre y producen alimentos para la quinta parte de la población mundial (Reynolds y Stafford, 2002). En Asia y África Subsahariana se presentan grandes extensiones de pastizales, por su parte México tiene cerca del 48 % de su territorio ocupado por pastizales, de tal forma que ocupa 28 millones de hectáreas, es decir, 14 % de la superficie (INFP, 1994).

En los pastizales naturales de zonas áridas y semiáridas, la ganadería extensiva se presenta con la práctica más frecuente (Conegliano, 2018). Cuando la ganadería realiza cargas superiores con el manejo inapropiado del pastoreo se provoca degradación del pastizal (Blanco *et al.*, 2008). Por su parte Cabido *et al.* (1994) menciona que la recuperación de esta vegetación en las zonas áridas es más lenta, en comparación con zonas húmedas. De tal manera que el pastizal natural es más susceptible a las perturbaciones, por lo cual relaciona los sistemas de producción con la conservación del mismo aspecto clave para el desarrollo de la ganadería en zonas áridas y semiáridas (Vera *et al.*, 2003).

Debido a la influencia humana los pastizales han sufrido intensas transformaciones además del fuego y pastoreo, lo que hace difícil establecer su origen, sin embargo, se ha sugerido que estos factores afectan notablemente la riqueza, composición y estructura de la comunidad (Harrison *et al.*, 2003). De tal forma que a través de alteraciones promueven la invasión de especies exóticas (Hobbs y Huenneke, 1992), lo que causa el desplazamiento y pérdida de especies nativas en zonas altamente pobladas.

Al mismo tiempo, los cambios en el uso de suelo, la alteración de los ecosistemas y el cambio climático están incrementando la vulnerabilidad de muchos hábitats a las invasiones, aún en las áreas naturales más remotas (Mooney y Hobbs, 2000). Sin embargo, los impactos ecológicos que causan las especies invasoras pueden ser dramáticos y llegan incluso a causar la extinción de poblaciones y especies nativas (Wilcove *et al.*, 1998). Las especies invasoras deterioran los

recursos naturales y, en consecuencia, los servicios ambientales, afectan la producción de alimentos y pueden ser devastadoras en ecosistemas agropecuarios (Pimentel *et al.*, 2005).

En el sureste de Coahuila después del abandono de las tierras de cultivo, se establece el zacate picoso (*Amelichloa clandestina* (Hack) Arriaga & Barkworth) debido a la capacidad para establecerse en terrenos impactados. Es una especie nativa de México con distribución en los estados de Coahuila y Nuevo León, introducida del oeste de Texas. Sin embargo, habita en lugares con disturbio, suelos calcáreos, matorrales, zacatales y bosques de pino piñonero, con una altitud entre los 800 y 2100 m. El zacate picoso (*Amelichloa clandestina*) se registró en el condado de Kimble a principios de la década de 1950 y se estableció en el valle del río San Saba en la década de 1960 (Russell y Landers, 2017). De esta forma, una identificación errónea impidió que se registrara oficialmente en Texas hasta 1987. Se ha extendido por toda la Planicie de Edwards y partes del centro de Texas (Backworth *et al.*, 1989).

1.1 Justificación

La presente investigación evaluó el efecto del corte, la aplicación de herbicida y quema controlada sobre *Amelichloa clandestina*, especie que se establece después del abandono de áreas agrícolas al sureste de Coahuila, México. Con el fin de generar información para su control y evaluar la riqueza de especies que aparecen después de la supresión de esta especie.

1.2 Objetivo general

Evaluar los cambios en la riqueza y la diversidad de las especies vegetales presentes después de dos años de la aplicación de los tratamientos: corte, aplicación de herbicida y quema para controlar *Amelichloa clandestina*.

1.3 Hipótesis

Hi: Después de dos años de la implementación de estrategias de control como el corte, aplicación de herbicida y quema aumentará la riqueza y diversidad de especies y disminuirá la población de *Amelichloa clandestina*.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Pastizales en México y Coahuila

Los pastizales son áreas con menos 10 % de coberturas de árboles y con una superficie mínima de media hectárea y 20 m de ancho (Lund, 2007), por razones de limitaciones físicas, baja precipitación, topografía rugosa, drenaje deficiente, y temperaturas extremas no son aptas para el cultivo (Sroddart, 1975), se distribuye entre altitudes de 1,100 a 2,500 m, con temperatura anual de 12 a 20 ° C y 300 a 600 mm de precipitación anual, con 6 a 9 meses secos, además los suelos tienen un pH de 6 a 8 (Rzedowski, 1975).

El 40 % de la superficie terrestre está cubierta por pastizales, además de ser clave para la alimentación de animales, los pastizales tienen un papel importante y multifuncional a través del mantenimiento de hábitat significativos para la vida silvestre (Newman, 2000). México tiene 25.6 millones de hectáreas de pastizales en zonas áridas para la ganadería extensiva (Jaramillo, 1984).

Los pastizales semiáridos de México se distribuyen en una franja de norte a sureste del país, desde Sonora hasta Guanajuato. Es un ecosistema que ha sufrido disminución del 14 % para su conversión a la agricultura en los últimos 50 años, de tal manera que actualmente perciben alrededor de 9.77 millones ha, desafortunadamente, el 95 % de los pastizales están sobrepastoreados (Jurado-Guerra *et al.*, 2021).

En el Valle de México se distinguen al menos cinco tipos de comunidades vegetales, correspondientes a los pastizales que existen a una altitud de 2,250 hasta 4,300 m. El pasto dominante es la *Hilaria cenchroides* Kunth, esta crece en laderas, pendientes moderadas y cerros entre 2,300 y 2,700 m de altitud con una precipitación de 600 a 750 mm, al noroeste del valle, donde este pastizal cubre grandes extensiones de terreno, también existen manchones al pie y largo del Monte Alto y de la Sierra Nevada (Rzedowski, 2006). Los pastizales son inundables secundarios, se encuentra con un intenso disturbio, uno dominado por *Bouteloua dactyloides* (Nutt.) Columbus, con una altitud de 2,250 a 2,800 m, localizado en la orilla oriental del lago Zumpago, otro pastizal sin composición florística, donde dominan pastos anuales, como

Aristada adscensionis L., y *Bouteloua simplex* Lag., además de *Hilaria* spp., y *Bouteloua* spp. Este radica entre 2,250 a 2,400 m de altitud, denota fuerte perturbación humana. La pradera de *Potentilla candicans* Humb. & Bonpl. ex Nestl., localizado en el Valle de México, a una altitud de 2,900 a 3,500 m, se localiza en sitios donde el drenaje del suelo es lento a diferencia de otros pastizales, donde la cobertura de gramíneas es de 30 cm de alto, los zacatales subalpinos y alpinos, son comunidades donde dominan plantas amacolladas y altas (60-120 cm), a una altitud entre 3,000 a 4,300 m, el fuego es un factor ecológico importante en la existencia, dinámica y aprovechable de los zacatales (Calderón y Rzedowski, 2005).

Los pastizales en Coahuila se distribuyen en fracciones aisladas que varían en tamaño a través del estado y ocupan el 8% de la superficie (Villarreal y Valdés, 1992-1993). De acuerdo con el ordenamiento ecológico de Coahuila, los pastizales ocupan 6.18 % de la superficie del estado (ICE, 2001). El 80 % de la superficie de los pastizales pertenece al norte de México, por lo que es la fuente principal de forraje, desde el inicio de 1985 se señaló la problemática que presentaban los pastizales: sobrepastoreo, invasión de arbustivas, erosión, plantas tóxicas para el ganado. Desde 1961 se encontró disminuciones de forraje, de un 10 a un 85 %, dependiendo del tipo de pastizal, en este caso, se debe tener variación de sistemas de producción para rehabilitar pastizales degradados (Melgoza, 2006).

El estado de Coahuila se encuentra en el quinto lugar de especies de gramíneas (135 especies) utilizadas para el forraje, ornamental, alimento y medicinal, sin embargo, Chihuahua se encuentra en primer lugar con 270 especies (Mejía y Dávila, 1992).

De acuerdo con Mellado y Olvera (2008) el pastizal del rancho Los Ángeles, Saltillo, Coahuila, es de porte bajo, de 20 a 70 cm de altura y tienen 56 especies vegetales utilizadas como forraje, siendo; *Bouteloua curtipendula*, (Michx.) Torr. la especie preferida por el ganado.

2.2 Condición ecológica del pastizal

De acuerdo con Spain y Gualdrón (1991) la condición del pastizal es el estado de salud o grado de degradación en que se encuentra. Lo cual deben tener varios indicadores, siendo uno de ellos la proporción de especies con ciertas características forrajeras. La condición de pastizal es el

estado de salud actual del agostadero en lo referente a lo que podría ser con un sistema dado de factores ambientales y manejo (Heady, 1988).

Por su parte Huss y Aguirre (1974) mencionan que la condición del pastizal sobre la proporción de especies deseables, menos deseables e indeseables existentes es la siguiente: Excelente 76-100%, buena 51-75%, regular 26-50% y mala 0-25%.

Condición excelente, la vegetación está integrada por plantas deseables.

Condición buena, las menos deseables y las deseables integran una vegetación.

Condición regular, representa una mínima parte de plantas deseables, las menos deseables desaparecen y las invasoras se incrementan.

Condición pobre, cuando las especies deseables desaparecen por completo las menos deseables están en una mínima proporción mientras que las deseables forma la mayoría de la vegetación y erosiones altas (Huss, 1986).

De acuerdo con Huss (1986) la tendencia, la cual define como la dirección de cambio en la condición del pastizal y se debe terminar una vez al año y por varios años, de tal manera para revertirla, es disminuyendo sensiblemente la carga animal para que la vegetación aumente su cobertura y consecuentemente su capacidad de retención de agua. Los sitios de pastizales son usados como unidades ecológicas básicas, la cual es importante para su estudio, en evaluación y manejo. Este expresa capacidad o potencial, mientras que la condición del pastizal indica el estado actual de la comunidad vegetal en relación con su potencial (Shiflet, 1973).

La condición del pastizal se define por la situación actual de una comunidad en relación con la comunidad clímax (Dyksterhuis, 1949). Sin embargo, para determinar la condición del pastizal se han utilizado métodos diferentes, estos se centran con la determinación de la productividad y la composición botánica del mismo (Westoby *et al.*, 1989). También se han utilizado indicadores como componentes observables de un ecosistema que se relaciona con uno o más

atributos, Pyke *et al.* (2002) describe tres atributos del ecosistema que pueden ser evaluados utilizando múltiples indicadores, los cuales son; 1) estabilidad del suelo para evitar la erosión, 2) capacidad del sitio para capturar, almacenar y de forma segura liberar agua que entra al sistema, 3) soportar una integridad biológica en cuanto la estructura y funcionalidad dentro de una variabilidad normal, sumado a la capacidad para recuperarse luego de una perturbación.

2.3 Definición de zacatal

Los zacatales son áreas dominadas por (gramíneas o zacates), donde los árboles son escasos o están ausentes, se encuentran en sitios donde llueve poco para ser bosques, pero mucho para ser desiertos (Manzano, 2006). De acuerdo con Huss y Aguirre (1976) son áreas dominadas por gramíneas: hierbas y leguminosas, ocurren en cantidades menores y se desarrollan en las zonas de climas áridos, son suficiente para la formación de desiertos.

En los zacatales los árboles y arbustos están ausentes, incluye múltiples asociaciones de especies, condiciones ecológicas y su fisonomía y estructura Rzedowski (1975). Los que son propios del clima semiárido se presentan fuera de la franja en diferentes partes del norte y centro del país, encontrándose en el noroeste de Oaxaca, así mismo son áreas aisladas en medio de otros tipos de vegetación, cuya composición florística y grado de conservación es muy variado.

De acuerdo con Johnston (1963) al noreste de Tamaulipas, el zacatal que prospera cercano al nivel del mar, con un suelo rojizo y poca profundidad, teniendo un horizonte de caliche. Sin embargo, las gramíneas que abundan son; *Tridens texanus* (S. Watson) Nash, *Bouteloua radicata* (E. Fourn.) Griffiths, *Cenchrus incertus* M. A. Curtis, *Aristida roemeriana* (Scheele) y *Bouteloua hirsuta* Lag, este zacatal está asociado con matorral xerófilo. El conjunto de su *mesquite-grassland* y *Savannah* ocupa cerca de la cuarta parte 22.5 % del territorio del país (Leopold, 1950). Una estimación más realista donde permite describir que el zacatal ocupa de 10 a 12 % de la superficie de México (Flores *et al.*, 1971).

2.4 Sucesión ecológica

De acuerdo con Odum (1972) la sucesión ecológica se caracteriza por lo siguiente: 1) ser un proceso ordenado y predecible de desarrollo de una comunidad vegetal que percibe cambios en su estructura, 2) Efecto de la modificación del medio físico por la propia comunidad, no obstante, el medio físico condiciona la velocidad y tipo de cambio. 3) Finaliza con un ecosistema estabilizado donde se mantiene la máxima biomasa por unidad de energía y la mejor optimización de relaciones simbióticas entre especies. El término de sucesión ecológica se comprende como la tendencia de las comunidades a cambiar sucesivamente (Margalef, 1983). De acuerdo con Pickett *et al.* (1987) La sucesión ecológica tiene un fin dado, un destino, un clímax, una ruta y un mecanismo determinado para alcanzarlo.

De acuerdo con Walker y Del Moral (2003) la sucesión ecológica, el individuo da el proceso de migración fortuito (inesperado), lo cual aunado a una selección diferencial (espacio y tiempo) del ambiente, como resultado a una vegetación particular. El éxito de los individuos para colonizar y crecer en un nuevo sitio determina el curso de la sucesión. La perspectiva individualista del desarrollo de una comunidad ve a la comunidad como nada más que una colección de especies cuyos requerimientos fisiológicos individuales les permiten explotar un lugar en particular.

2.5 Tipos de sucesión

2.5.1 Sucesión primaria

Es la colonización y establecimiento de especies pioneras en zonas que nunca habían tenido cubierta vegetal, por ejemplo, zona volcánica, dunas costeras, esta se ha desarrollado sin suelo, relacionada con la disponibilidad de nutrientes minerales (Alcaraz, 2013). Los investigadores consideran que la sucesión primaria, se refiere a las comunidades de plantas que progresan desde especies pioneras, es decir, líquenes colonizadores tempranos, hepáticas y hierbas (Chapin *et al.*, 2002).

2.5.2 Sucesión secundaria

Esta se inicia en un área donde existió ocupación biótica, pero ha sufrido disturbios naturales (incendio, inundaciones, vientos fuertes) o antrópicos (pastoreo intensivo, desmonte para realización de agricultura), después de la perturbación empieza el proceso de recuperación a lo largo del cual progresa desde comunidades inmaduras, inestables, la cual cambian a comunidades maduras y estables (Flores y Sarandón, 2002).

2.5.3 Modelos de sucesión

De acuerdo con Alcaraz (2013) señala tres mecanismos de sucesión:

Facilitación: las especies modifican el medio físico impuesto por el desarrollo de la comunidad vegetal.

Tolerancia: predicen diferentes especies por sus distintas estrategias para la explotación de recursos, las tardías toleran recursos más bajos y pueden eliminar por competencia a las especies iniciales.

Inhibición: las especies evitan la invasión de competidores, las tardías se instalan para reemplazar a las pioneras con forme son reemplazadas.

2.6 Descripción de la especie

Amelichloa clandestina (Hack.) Arriaga & Backworth

Sinonimia (s): *Stipa clandestina* Hack. Familia: Poaceae

Zacate amacollado con culmos de 50-90 cm de alto, 1-2.9 de espesor, erecto, glabros; nudos poco visibles y por lo general se presentan tres. Hojas en su mayoría basales. 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 presenta una única 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 3 mm de largo, 1-1.4 mm de grosor, con costillas longitudinales lisas (Arriaga y Backworth, 2006).

Amenaza ecológica: Debido a sus hojas punzantes el ganado no consume el zacate *Amelichloa clandestina*. Esto ocasiona 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. Por lo anterior, su propagación podría ser un problema en los zacatales.

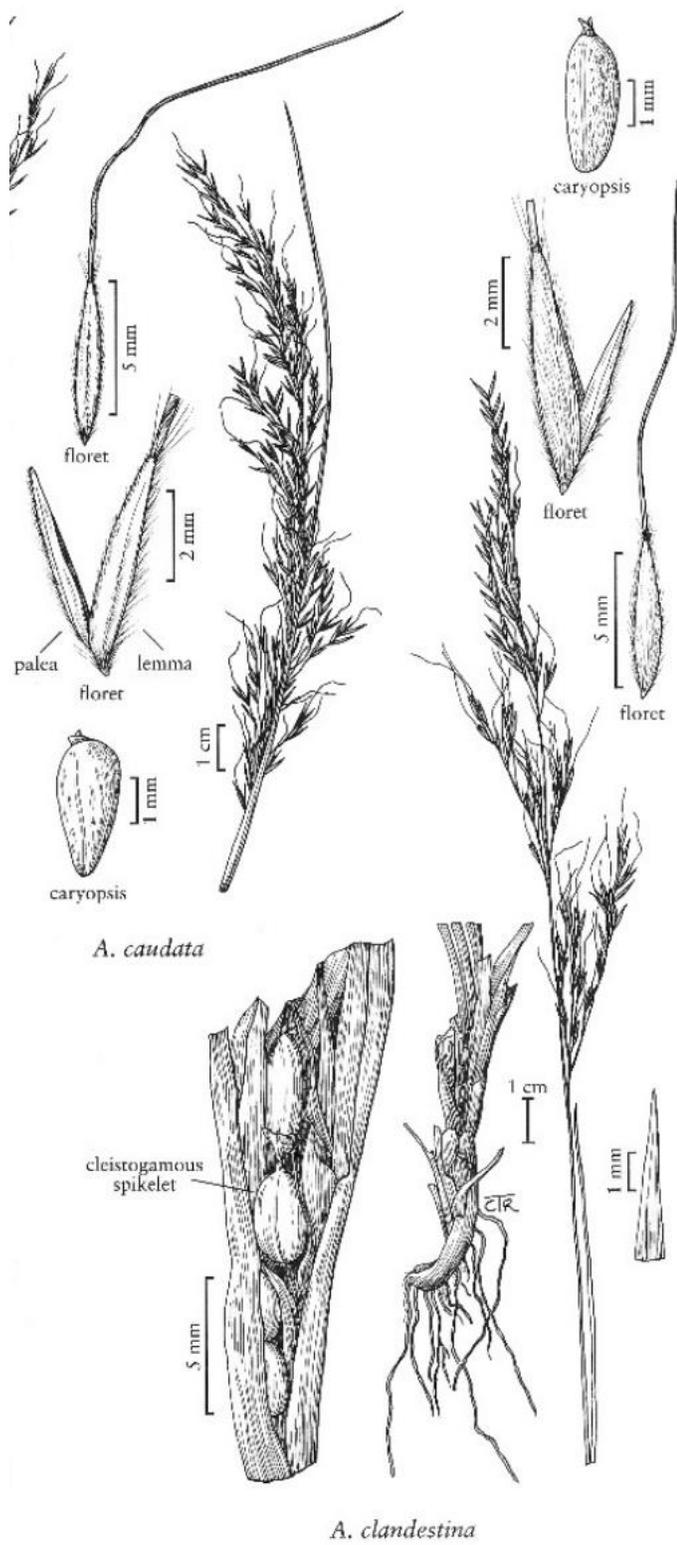


Figura 1. *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Backworth Fuente: Flora of North América



Figura 2. Imagen de espécimen de *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Backworth
Fuente: National Museum of Natural History, Smithsonian Institution

2.7 Diversidad y riqueza de especies

La diversidad biológica es el complejo e irreplicable proceso evolutivo que tiene consecuencias en el estudio general de la ecología. El contraste de diversidad y biodiversidad es la consecuencia de factores ecológicos y patrones generados por procesos impredecibles. La diversidad proporciona una serie de herramientas, cuya medida es el análisis de la biodiversidad, es indiscutible, esta posee tareas problemáticas propias y necesita herramientas capaces de medir la variación de atributos biológicos a una escala espacial, e interacciones ecológicas relacionadas con la diversidad (Moreno, 2001).

La Diversidad de especies es importante para un marco teórico y desarrollo de la estructura y organización de las comunidades biológicas (Magurran, 1988). La diversidad, está compuesta de su riqueza (número de especies) y de su equitatividad (grado de uniformidad de las abundancias relativas de las especies), la alteración de ambos determina los cambios de la diversidad (Tramer, 1969). De acuerdo con UNEP (1992) la diversidad se define como la variabilidad entre organismos vivientes de todas las fuentes, entre otros, organismos terrestres, marinos y complejos acuáticos, también como los complejos ecológicos donde forman parte; incluye la diversidad dentro las especies, entre especies y de ecosistemas.

Los estudios sobre medición de diversidad investigaron los parámetros para caracterizarla como una propiedad emergente de las comunidades ecológicas, donde las comunidades no están aisladas en un entorno neutro. Cada unidad geográfica, cada paisaje, tiene un número variable de comunidades. Los cambios de biodiversidad con relación a la estructura del paisaje, la separación de alfa, beta y gamma (Whittaker, 1972), es de gran utilidad, principalmente para medir y monitorear efectos de la actividad humana (Halffter, 1998).

Riqueza: Es el número de especies vegetales dentro de una comunidad.

Riqueza específica: Es una forma sencilla de medir la diversidad, se basa en el número de especies presentes.

Diversidad alfa: Es la riqueza de especies dentro de una comunidad particular que se considera homogénea.

Diversidad beta: Representa el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre las diferentes comunidades en un paisaje.

Diversidad gamma: Riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran el paisaje, proveniente tanto de las diversidades alfa como de las diversidades beta (Whittaker, 1972).

2.8 Métodos para medir la diversidad alfa

La diversidad es el número de especie por unidad de área, medida por los métodos: 1) Método basado en la cuantificación del número de especies presentes (riqueza específica); 2) Método basado en la estructura de la comunidad, donde se distribuye el valor de importancia de cada especie (abundancia relativa de los individuos, su biomasa, cobertura, productividad). La riqueza específica se determina según el número de especies presentes y la estructura de la distribución proporcional midiendo el valor de importancia. Este último se clasifica en términos de dominio y equidad comunitaria (Moreno, 2001).

La biodiversidad se base en que se cumplan los criterios básicos para el análisis matemático de los datos, el empleo de un parámetro depende básicamente de la información que queremos evaluar, es decir, de las características biológicas de la comunidad que realmente están siendo medidas (Huston, 1994).

Existen varios tipos de diversidad: la diversidad α (alfa), diferencia en diversidad entre regiones o diversidad β (beta) y la diversidad (gamma) que combina a las dos anteriores. La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad considerada uniforme (Van Wyk y Smith, 2001).

2.8.1 Índice de diversidad de Margalef

Representación más sencilla de medir la biodiversidad, ya que proporciona únicamente el número de especies, sin tomar el valor de importancia de éstas. Convierte el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por esparcimiento de la muestra (Magurran, 1998).

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

Donde:

S = número de especies

N = número total de individuos

2.8.2 Índice de dominancia de Simpson

Considera la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar de la población pertenezcan a la misma especie. Indica la relación entre riqueza o número de especies y la abundancia o 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

2.8.3 Índice de Shannon-Weaver (H)

Considera la riqueza de especies y su abundancia, el índice relaciona el número de especies con la proporción de individuos pertenecientes a cada una de ellas presente en la muestra.

Conjuntamente, calcula la uniformidad de la distribución de los individuos entre las especies (Shannon y Weaver, 1949).

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

Dónde:

S = número de especies presentes

Ln= Logaritmo natural

p_i = proporción de especies. ($p_i = n_i/N$; donde n_i = al número de individuos de la especie i . N= número total de especies)

2.8.4 Índice de diversidad de Menhinick

Basado al índice de Margalef, relaciona entre el número de especies y número total de individuos observados, aumenta al aumentar el número de muestra.

$$D_{Mn} = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

Donde:

S = número de especies

N = número total de individuos

2.8.5 Índice de Pielou (J)

Expresa la uniformidad en la distribución de individuos entre especies. Se mide comparando la diversidad observada en una comunidad con la máxima diversidad posible de una comunidad hipotética con el mismo número de especies (Moreno, 2001).

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

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

2.9 Plantas invasoras

Balaguer (2004) define el termino invasor como plantas que atacan a una especie, se establece, compite, y llega a desplazarse, el invasor se reconoce por su procedencia remota, es condición necesaria que no se origine de un lugar del territorio en el que aumenta y se propague como si fuera una especie nativa.

Las plantas invasoras son especies que se reubican de un ecosistema a otro ocasionando pérdidas ambientales, son capaces de formar poblaciones densas y pueden tener un efecto en la diversidad de especies nativas a nivel comunitario y reducir la diversidad de especies en niveles más altos (Hejda y Pyšek, 2008). Las especies invasoras son individuos generalmente transportados por el hombre, se establecen exitosamente por sí mismas, después dominan o reemplazan a las especies nativas, que están presentes antes de que ocurriera el proceso (Zamora, 2006). Las especies repentinas son llevadas a nuevos ambientes y no sobreviven, en ocasiones se establecen exitosamente, al no encontrar enemigos que compitan con ellas, se convierten en invasoras exóticas muy nocivas, este proceso aparejado del hábitat ha sido la causa principal de la extinción de muchas especies nativa en el mundo (Zamora, 2006).

El impacto de las plantas invasoras se manifiesta en ambientes naturales a través de la alteración de la vegetación natural por competencia, alelopatía, alteraciones en ciclos de nutrientes, dinámica de agua, de suelo, incendios, erosión y alteración del cambio climático global (Bentivegna y Zalba, 2014). Las plantas invasoras actúan en los sistemas agrícolas lo cual produce un efecto similar a las malezas nativas, éstas reducen la producción en cantidad y calidad e incrementos de costos, el manejo de plantas invasoras provee la llegada de especies de riesgo a nuevos ámbitos ecológicos (Gutiérrez *et al.*, 2014). Las plantas invasoras pueden desplazar o suprimir las plantas nativas a través de una competitividad superior, alterando los procesos de los hábitats, como el ciclo de nutrientes del suelo y los flujos de agua, o regímenes de perturbaciones (Jeschke *et al.*, 2014).

2.10 Plantas oportunistas

Las especies oportunistas aprovechan las perturbaciones y dominan las etapas iniciales de la sucesión, la capacidad rápida a la que responde inmediatamente a las perturbaciones y alcanza altas densidades atribuida principalmente a las características de su historia de vida, ejemplo, tiene capacidad de dispersión, tolerancia a condiciones adversas y altas tasas reproductivas (Zajac y Whitlatch, 1982).

Además de que no tienen recursos limitados y presentan condiciones favorables, aumentan rápido en número o densidad además suelen ser muy inestables (Levinton, 1970). De acuerdo con Wester *et al.*, (2018) producen efectos negativos en abundancia a medida que la cobertura de la especie invasora aumenta.

Reemplazan especies nativas de animales y plantas a través de la competencia directa, modificación de hábitat, alteración de la estructura de niveles tróficos y condiciones biofísicas, la cual afectan drásticamente a la ecología de los paisajes y ambientes locales. Las especies invasoras se hibridan con especies nativas alterando así el pool génico original de poblaciones nativas (Mooney y Cleland, 2001).

2.11 Quema prescrita

La quema prescrita se define como la aplicación del fuego en áreas forestales o agropecuarias mediante utilización empírica de las características del combustible, dependiendo de las condiciones meteorológicas y topográficas, traducidas en la estimación de prácticas del comportamiento del fuego (NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007).

Haltenhoff (1998) menciona quema prescrita como la aplicación cuidadosa del fuego en un sector con vegetación donde desea eliminar materia seca, bajo condiciones ambientales y permitan mantener el efecto en un área determinada que al mismo tiempo sea posible lograr un comportamiento del fuego, obteniendo los objetivos o beneficios perseguidos, con un mínimo de daños, y siempre a un costo razonable. Por su parte Sánchez y Zerecero (1983) consideran que la quema prescrita es la aplicación del fuego controlado en un área determinada, bajo

condiciones climáticas conocidas, para consecuencia de uno o más objetivos en el manejo de recursos forestales. El fuego actúa como mineralizador, libera nutrientes inmediatamente, contraste con los procesos de descomposición que tardan años y en algunos casos décadas (De Bano, 1991).

2.12 Quema controlada

La NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007, define una 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, traducidas en estimación práctica del comportamiento del fuego. En un área delimitada por líneas de control (brechas cortafuego, líneas negras, líneas húmedas), sin planificar cuál será el comportamiento del fuego, ni el resultado a largo plazo sobre el ecosistema, de esta manera se emplea la quema controlada (Haltenhoff, 1998).

La principal razón para la utilización de la quema controlada en el manejo de recursos es la reducción del material combustible, mejora de hábitat de la fauna silvestre, control de especies indeseables, mejora de pasto y mejora de la estética (Batista, 1990).

La quema controlada tiene un bajo costo, es una de las pocas alternativas favorables en terrenos con problemas de erosión, para una regeneración natural, la quema controlada es utilizada para el control de especies indeseables, siempre que estas sean más sensibles al fuego que aquellas que se quieren proteger, esta herramienta es útil en el manejo del pastizal, induce un aumento de calidad, cantidad y disponibilidad de gramíneas (Rodríguez, 2010).

2.13 Glifosato

CONACYT (2019) menciona al Glifosato como un herbicida usado en todo el mundo, en los años 1974 y 2014, produjeron 8.6 millones de toneladas de glifosato, para cultivos modificados tolerantes, incremento 15 veces más desde 1996, la formulación comercial a nivel nacional lleva el nombre de Roundup, en México las principales marcas con glifosato son: Faena, Cacique 480, Nobel 62%, Lafam, Eurosato y Agroma.

Es un herbicida post-emergente, sistemático, con amplio espectro y una alta actividad sobre todas las malezas (perennes, anuales, mono o dicotiledóneas), la cual resisten aquellas variedades modificadas genéticamente (Who *et al.*, 1994). La actividad del herbicida se basa en la capacidad de bloquear la vía enzimática del Shikimato al inhibir a la enzima 5-enolpiruvilshikimato-3 fosfato sintasa (EPSPS), relacionado con la biosíntesis de aminoácidos esenciales, aminoácidos aromáticos como fenilalanina, triptófano y tirosina, de tal manera, sin estos aminoácidos se detiene la síntesis de proteína en las células vegetales, el crecimiento cesa hasta que muera la planta (CONACYT, 2019).

Después de que el glifosato es absorbido por el follaje, se traslada a través de los tallos y raíces a la planta entera, siendo efectivo, metaboliza lentamente o no lo degrada, lo que explica su acción no-selectiva, acumulándose preferentemente en los tejidos activos como son los tejidos meristemáticos, por lo tanto se han detectado residuos de glifosato y AMPA en cultivos celulares de soya, plantas, frutos, frutilla y en arboles forestales, en plantas susceptibles el herbicida no es ni degradado ni metabolizado en un grado significativo (Prata *et al.*, 2003). El modo lento de acción permite el movimiento del herbicida a la planta antes de que aparezcan los síntomas (Vencill, 2002). Incluye el amarillamiento de los meristemas, necrosis y muerte en días o semanas. El glifosato es un herbicida bipolar, ionizable en solución acuosa y se comporta como un ácido débil (Martino *at al.*, 1995).

2.14 Control mecánico

Donde la maquinaria, herbicidas son dañinos e ineficientes, este método más antiguo y eficiente, de tal forma que las herramientas más usadas son; talache, pico, machete, azadón, hoz, coa, guadaña, pala y barra. El control manual es más efectivo de manera que se utilizan para crear arquitectura fitocenòsica más deseada (Heady, 1975).

Este método es valioso donde la densidad de especies es baja.

Los procedimientos más comunes son:

- 1). Desenraice
- 2). Corte o tala

3). Anillado

De acuerdo con Nazar (1988) menciona que el control manual es aquel donde se utiliza la fuerza humana para extracción de leñosas, se utiliza en cualquier tipo de pastizal, la cual no abarca superficies muy extensas. Sin embargo, permite la posibilidad de moldear el ecosistema para mejorar el sendero de los animales y permite la entrada de luz a los estratos bajos de la vegetación, incrementando la densidad, cobertura y productividad del pastizal (Renolfi *et al.*, 2000). Este método permite un aprovechamiento eficiente, el cual posibilita el desraizado del terreno a una profundidad de 20 a 30 cm, el suelo prácticamente no es alterado en el espesor de su capa arable (Iruetia y Luna, 1988).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de Estudio

El área de estudio se denomina Rancho Los Ángeles, se encuentra ubicado a 34 Km de Saltillo, Coahuila, México, entre los 25° 04' 12" y 25° 08' 51" latitud norte y 100° 58' 07" y 101° 03' 12" longitud oeste (Figura 3); con una altitud media de 2150 m. Según García (2004), el clima usando la fórmula climática (BWhw (x') (e)), es semiárido, con inviernos frescos, un promedio anual de temperatura entre 18 y 22 ° C y una precipitación media anual de 450 a 550 mm distribuida en verano.

El tipo de suelo es Feozem calcáreo. El origen de los suelos es aluvial, profundos, con perfiles definidos y horizontales; de color marrón, marrón rojizo claro. El pastizal que rodea y domina en el área de estudio semidesértico nativo, es el zacate búfalo *Bouteloua dactyloides* (Nutt.) Columbus, con especies dominantes como *Muhlenbergia phleoides* (Kunth) Columbus, *M. arenicola* Buckley y la hierba *Dychoriste linearis* (Torr. & A. Gray) Kuntze. Con una distribución aislada crecen arbustos de las especies *Opuntia engelmannii* Salm-Dyck, *Cylindropuntia imbricata* (Haw.) F.M. Knuth, y *Buddleja scordioides* Kunth (Domínguez, 2019).

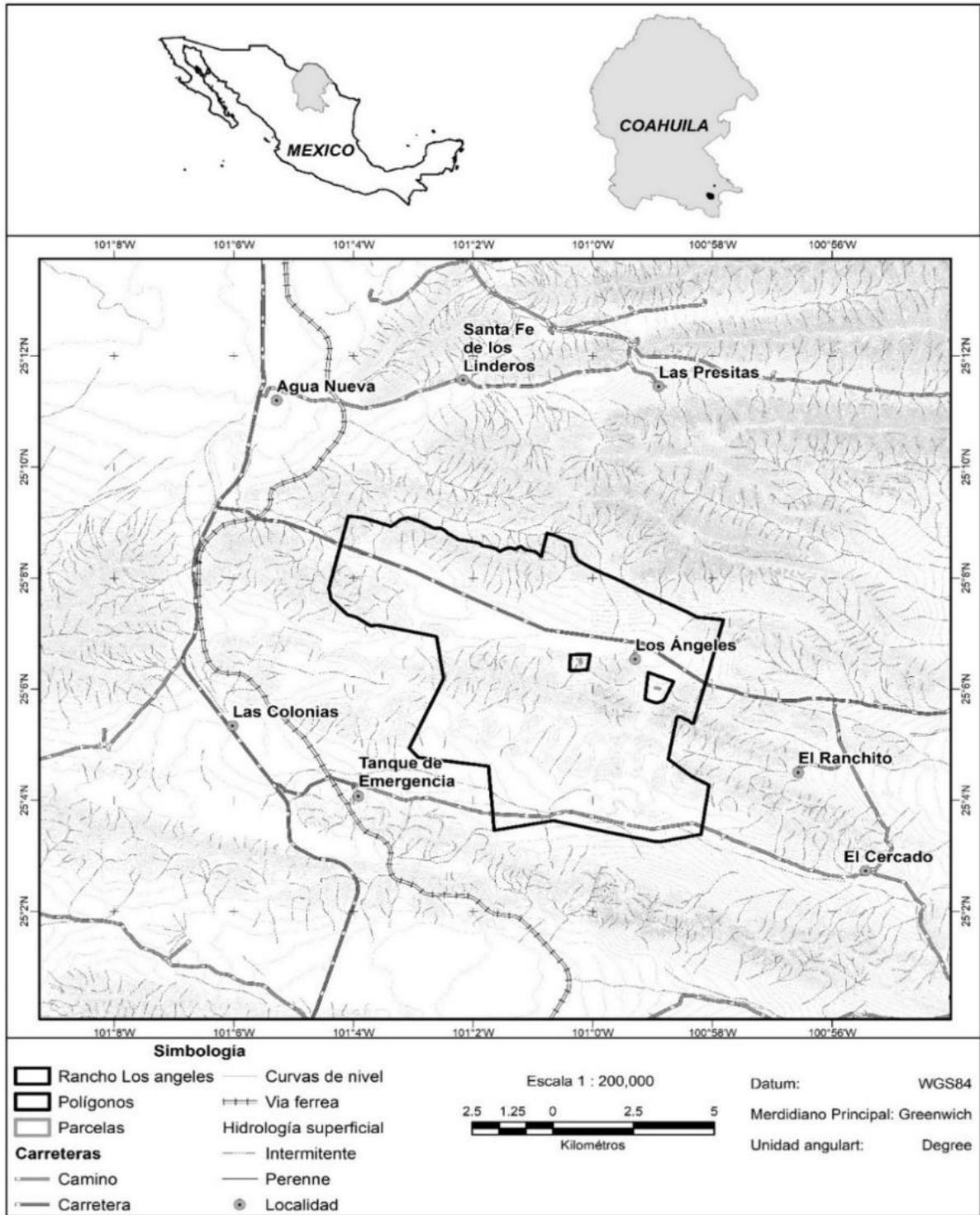


Figura 3. Localización Geográfica del área de estudio en el Rancho Los Ángeles, Saltillo, Coahuila, México.

3.2 Metodología

En el área de estudio del zacatal de *Amelichloa clandestina* se establecieron 24 parcelas, cada parcela tiene un área determinada de 10 × 10 m, con una separación de 3 m, cada conglomerado incluye 12 parcelas donde se ubicaron los tres tratamientos con seis repeticiones (Figura 4).

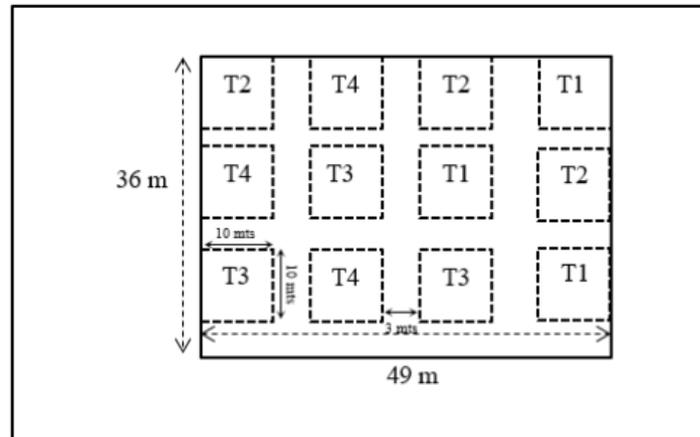


Figura 4. Distribución de los tratamientos dentro del conglomerado. T1 = Quema controlada, T2 = Aplicación de herbicida, T3 = Corte del follaje de la especie y T4 = Testigo.

3.3 Tratamientos aplicados

3.3.1 Tratamiento 1: Antes de la quema se realizaron brechas cortafuego, con el fin de dejar franjas libres de vegetación alrededor del 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.

3.3.2 Tratamiento 2: Se aplicó una dosis mínima del herbicida 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. La aplicación se realizó en primavera.

3.3.3 Tratamiento 3: Se cortó todos los ejemplares de *A. clandestina* a una altura de 10 cm del suelo, usando una rozadera en la época de primavera. Todo el follaje cortado (hojas y culmos) se dejaron dentro de la parcela para su descomposición e integración al suelo.

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

3.4 Determinación de riqueza de especies

Durante la temporada de lluvias (verano) en las unidades experimentales se midió la cobertura de cada una de las especies presentes, utilizando una escala cuantitativa. Se ubicaron cuadrantes de 0.10 m, 1.32, 1.00 m, 3.16 m, 10.00 m, (Figura 5) dentro de cada parcela, y en cada cuadrante se identificaron las especies presentes, cobertura y altura (Peet *et al.*, 2016). Así mismo, se recolectaron ejemplares de especies que no fueron posibles identificarlas en campo, utilizando una prensa botánica para su posterior identificación en laboratorio. Para determinar la presencia y nombres científicos se consultó el listado florístico de México en el apartado XXIII flora de Coahuila (Valdés-Reyna, 2015). Para la clasificación en familias y la aplicación de nombres científicos se consultó la base de datos *The Plant List* (2022).

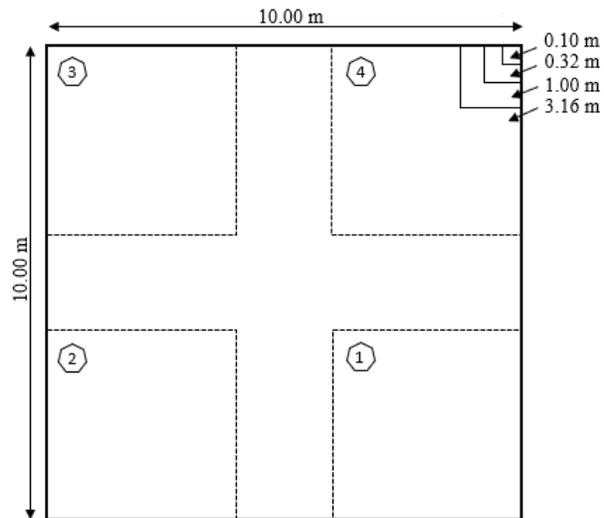


Figura 5. Distribución de cuadrantes de 0.10 m, 1.32, 1.00 m, 3.16 m, 10.00 m, para determinar la riqueza de especies.

3.5 Análisis estadísticos

Se utilizó el programa estadístico PAST Versión 4.10, donde se realizaron los análisis de diversidad alfa (α), además se hicieron las gráficas. Se efectuó un análisis estadístico análisis de varianza (ANOVA), utilizando el programa estadístico JMP 15. Al detectar el efecto de los tratamientos se realizaron comparaciones de medias para conocer la significancia ($\neq <>$) entre tratamientos mediante la prueba Tukey (0.05).

IV. RESULTADOS

4.1. Riqueza de especies

Como parte de los resultados de riqueza se registraron 66 especies, de las cuales corresponden a 59 géneros y 23 familias de un zacatal dominado por *Amelichloa clandestina* (Anexo 1). En la Figura 6 no se encontró diferencia significativa entre los tratamientos $P>0.05$. En cuanto a los resultados obtenidos la mayor riqueza de especies se presentó en el tratamiento con herbicida con 54, seguido del corte con 52, el testigo con 50 y la aplicación de la quema fue la que registró la menor cantidad de especies con 43.

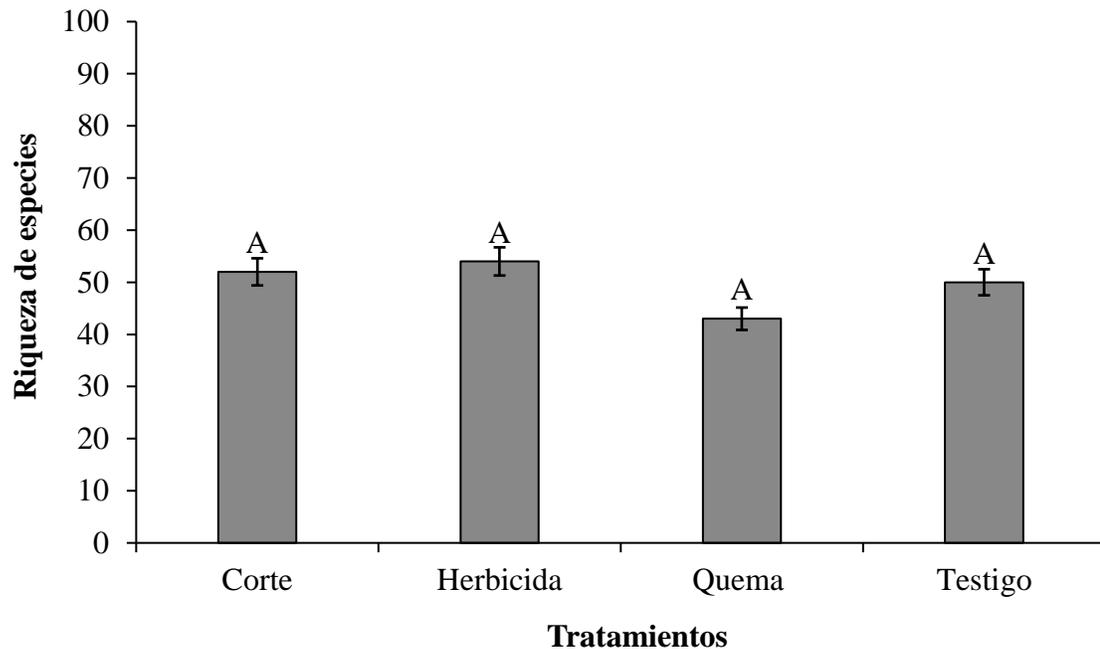


Figura 6. Prueba de HSD de Tukey de las diferencias de medias de mínimos cuadrados para la de riqueza de especies, (\pm error estándar). Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente distintos en las comparaciones entre grupos para $P<0.05$.

En el cuadro 1 los parámetros de estimación de diversidad y riqueza en los distintos tratamientos, en número de taxones, el T2 presentó 53 para el 2021, en individuos se observa con mayor número de plantas el T3 con 791 individuos, por su parte la mayor dominancia se presentó en el T4 con 0.05, y para el índice de dominancia de Simpson el T2 con 0.96, el índice de Shannon-Weaver mostró en el T2 un 3.60, el índice de diversidad de Margalef el T4 con 7.17, por su parte el índice de diversidad de Menhinick el T4 con 1.90, por último la equidad el T2 con 0.90.

Cuadro 1. Resultados de los parámetros de estimación de diversidad y riqueza α en los distintos tratamientos en los años 2020, 2021.

	T1 (2020)	T1 (2021)	T2 (2020)	T2 (2021)	T3 (2020)	T3 (2021)	T4 (2020)	T4 (2021)
Número de taxones	48	45	48	53	49	40	48	47
Individuos	632	655	856	893	1137	791	565	610
Dominancia	0.054	0.048	0.038	0.033	0.038	0.047	0.067	0.056
Índice de diversidad de Margalef	7.288	6.785	6.961	7.653	6.822	5.844	7.417	7.172
Índice de dominancia de Simpson	0.945	0.951	0.961	0.966	0.961	0.953	0.933	0.943
Índice de Shannon-Weaver (H)	3.36	3.414	3.484	3.605	3.496	3.318	3.293	3.324
Índice de riqueza de Menhinick	1.909	1.758	1.641	1.774	1.453	1.422	2.019	1.903
Equitatividad de Pielou	0.867	0.896	0.900	0.908	0.898	0.899	0.850	0.863

T1 = Quema, T2 = Aplicación de herbicida, T3 = Corte del follaje de la especie y T4= Testigo

4.2 Cobertura de especies de gramíneas y herbáceas

En la Figura 7 se muestra la cobertura de herbáceas de cada tratamiento donde se encontró diferencia significativa $P < 0.05$, se realizó el análisis de comparación de medias de la prueba (Tukey = 0.05), en los tratamientos obtenidos el mayor porcentaje de cobertura de herbáceas fue el herbicida con 41.3 %, seguido de la quema con 15.3 %, corte con 6.5 % y testigo registró el menor porcentaje con 5.8 %.

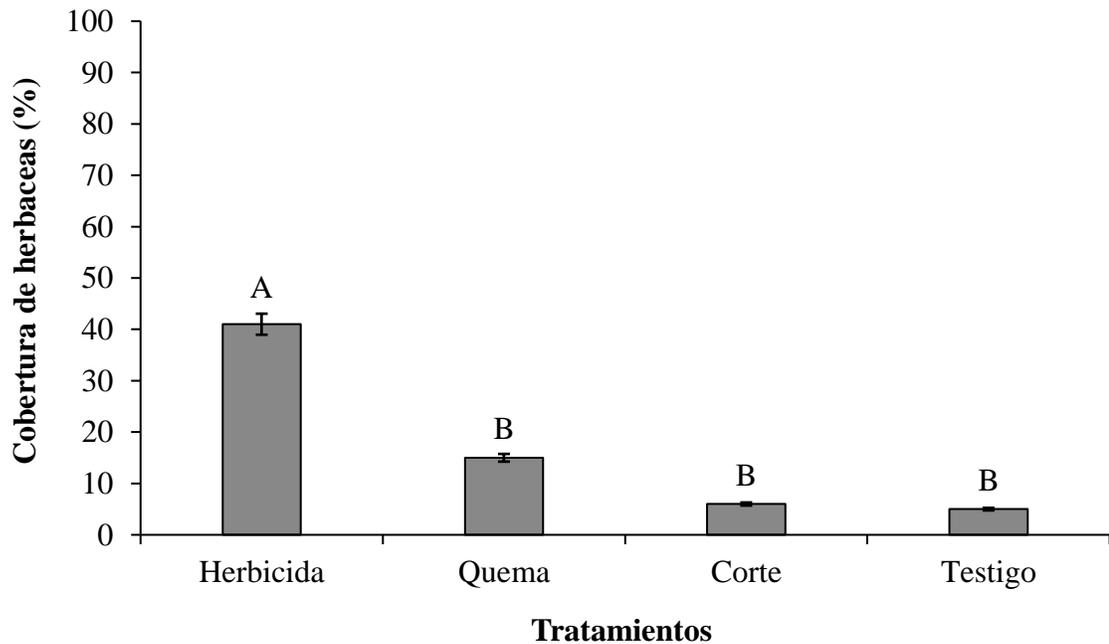


Figura 7. Prueba de HSD de Tukey de las diferencias de medias de mínimos cuadrados para la Cobertura de herbáceas (%), de *Amelichloa clandestina*. (\pm error estandar). Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente distintos en las comparaciones entre grupos para $P < 0.05$.

En la Figura 8 se muestra la cobertura de *Amelichloa clandestina*, donde se encontró diferencia significativa $P < 0.05$, se realizó el análisis de comparación de medias de la prueba (Tukey = 0.05), en los tratamientos obtenidos la mayor escala de cobertura fue el corte con 9, seguido del testigo con 9, quema con 8 y herbicida registró la menor escala con 3.

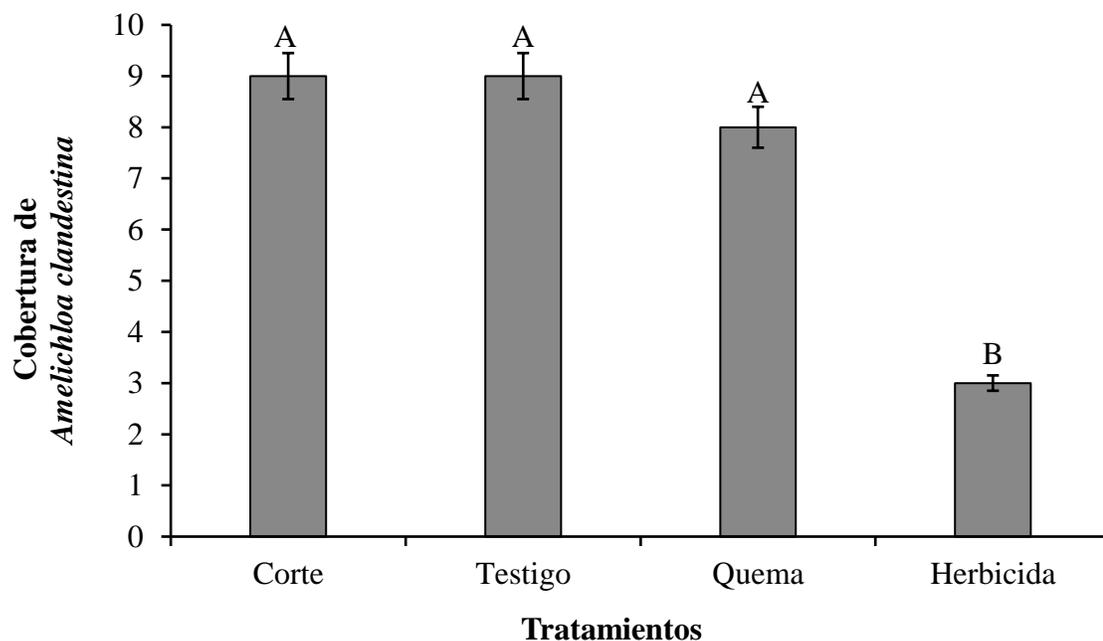


Figura 8. Prueba de HSD de Tukey de las diferencias de medias de mínimos cuadrados para la Cobertura de *Amelichloa clandestina*, (\pm error estándar). Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente distintos en las comparaciones entre grupos para $P < 0.05$. Clases de cobertura: 1: Trazas, 2: $< 1\%$ de cobertura, 3: 1-2 %, 4: 2-5%, 5: 5-10%, 6: 10-25%, 7: 25-50%, 8: 50-75%, 9: $> 75\%$.

En el cuadro 2 se observa que el tratamiento con herbicida presentó más riqueza, con 49 especies para el 2020 y para el 2021 con 53 especies, aumentó con cuatro especies en un año. Le sigue el testigo con 48 especies para el 2020 y 47 para el 2021, disminuyendo una especie en un año, en la quema se registró la presencia de 49 especies para el 2020 y 47 para el 2021, disminuyendo dos especies en un año y el corte donde se registró la menor riqueza con 48 especies en el 2020 y 40 para el 2021, disminuyendo ocho especies en un año.

Cuadro 2. Presencia de especies anuales y perennes por especie, 2 años después de la aplicación de los tratamientos.

Tratamiento	Año de evaluación	Herbáceas anuales	Herbáceas perennes	Total
T1	2021	15	32	47
T2	2021	18	35	53
T3	2021	14	26	40
T4	2021	16	31	47
\bar{x}		15	33.5	48

T1 = Quema, T2 = Aplicación de herbicida, T3 = Corte del follaje de la especie y T4= Testigo.

Amelichloa clandestina es la especie más abundante y dominante que se estableció posteriormente a la aplicación de los tratamientos, de acuerdo con la estimación de la distribución de abundancia, como se observa en el Cuadro 3, donde los ejemplares de zacate picoso superan al resto de los ejemplares de las especies restantes.

Cuadro 3. Abundancia y jerarquía de las 20 principales plantas presentes en los distintos tratamientos aplicados.

Jerarquía	T1 (2020)	Nombre científico	T1 (2021)	Nombre científico	T2 (2020)	Nombre científico	T2 (2021)	Nombre científico
	Abundancia		Abundancia		Abundancia		Abundancia	
1	103	<i>Amelichloa clandestina</i>	100	<i>Amelichloa clandestina</i>	75	<i>Amelichloa clandestina</i>	58	<i>Amelichloa clandestina</i>
2	57	<i>Solanum elaeagnifolium</i>	41	<i>Salvia reflexa</i>	58	<i>Asphodelus fistulosus</i>	52	<i>Asphodelus fistulosus</i>
3	32	<i>Euphorbia exstipulata</i>	36	<i>Disakisperma dubium</i>	55	<i>Solanum elaeagnifolium</i>	51	<i>Solanum elaeagnifolium</i>
4	30	<i>Gaura coccinea</i>	29	<i>Solanum elaeagnifolium</i>	54	<i>Eruca sativa</i>	48	<i>Salvia reflexa</i>
5	30	<i>Convolvulus equitans</i>	28	<i>Euphorbia exstipulata</i>	39	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	42	<i>Machaeranthera tanacetifolia</i>
6	28	<i>Salvia reflexa</i>	27	<i>Dyssodia papposa</i>	38	<i>Eragrostis mexicana</i>	39	<i>Verbena neomexicana</i>
7	27	<i>Dyssodia papposa</i>	26	<i>Marrubium vulgare</i>	37	<i>Convolvulus equitans</i>	37	<i>Euphorbia exstipulata</i>
8	27	<i>Asphodelus fistulosus</i>	25	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	35	<i>Glandularia bipinnatifida</i>	37	<i>Disakisperma dubium</i>
9	20	<i>Glandularia bipinnatifida</i>	22	<i>Anoda cristata</i>	35	<i>Erigeron pubescens</i>	36	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>
10	20	<i>Helianthus laciniatus</i>	22	<i>Eragrostis barrelieri</i>	34	<i>Salvia reflexa</i>	36	<i>Dyssodia papposa</i>
11	19	<i>Erigeron pubescens</i>	21	<i>Asphodelus fistulosus</i>	29	<i>Dyssodia papposa</i>	35	<i>Glandularia bipinnatifida</i>
12	17	<i>Dichondra argentea</i>	20	<i>Euphorbia serrula</i>	28	<i>Euphorbia exstipulata</i>	33	<i>Sanvitalia angustifolia</i>
13	16	<i>Mirabilis linearis</i>	19	<i>Glandularia bipinnatifida</i>	26	<i>Argemone echinata</i>	31	<i>Parthenium hysterophorus</i>
14	14	<i>Euphorbia serrula</i>	19	<i>Helianthus laciniatus</i>	22	<i>Marrubium vulgare</i>	26	<i>Eragrostis barrelieri</i>
15	14	<i>Rhynchosia senna</i>	16	<i>Parthenium hysterophorus</i>	20	<i>Dichondra argentea</i>	23	<i>Anoda cristata</i>
16	12	<i>Physaria fendleri</i>	15	<i>Amaranthus blitoides</i>	20	<i>Verbena neomexicana</i>	20	<i>Rhynchosia senna</i>
17	12	<i>Eruca sativa</i>	14	<i>Clematis drummondii</i>	20	<i>Rhynchosia senna</i>	19	<i>Dichondra argentea</i>
18	11	<i>Marrubium vulgare</i>	13	<i>Convolvulus arvensis</i>	19	<i>Disakisperma dubium</i>	18	<i>Marrubium vulgare</i>
19	11	<i>Oenothera berlandieri</i>	13	<i>Sanvitalia angustifolia</i>	18	<i>Helianthus laciniatus</i>	17	<i>Erigeron pubescens</i>
20	10	<i>Bouteloua dactyloides</i>	12	<i>Gaura coccinea</i>	16	<i>Gaura coccinea</i>	17	<i>Gaura coccinea</i>

Jerarquía	T3 (2020)		T3 (2021)		T4 (2020)		T4 (2021)	
	Abundancia	Nombre científico						
1	107	<i>Amelichloa clandestina</i>	101	<i>Amelichloa clandestina</i>	114	<i>Amelichloa clandestina</i>	100	<i>Amelichloa clandestina</i>
2	70	<i>Dyssodia papposa</i>	53	<i>Dyssodia papposa</i>	49	<i>Gaura coccinea</i>	50	<i>Salvia reflexa</i>
3	68	<i>Salvia reflexa</i>	44	<i>Sanvitalia angustifolia</i>	38	<i>Solanum elaeagnifolium</i>	39	<i>Solanum elaeagnifolium</i>
4	58	<i>Sanvitalia angustifolia</i>	40	<i>Parthenium hysterophorus</i>	31	<i>Asphodelus fistulosus</i>	36	<i>Euphorbia exstipulata</i>
5	57	<i>Glandularia bipinnatifida</i>	39	<i>Disakisperma dubium</i>	30	<i>Convolvulus equitans</i>	36	<i>Disakisperma dubium</i>
6	52	<i>Euphorbia exstipulata</i>	37	<i>Salvia reflexa</i>	21	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	23	<i>Anoda cristata</i>
7	47	<i>Anoda cristata</i>	36	<i>Euphorbia serrula</i>	16	<i>Rhynchosia senna</i>	23	<i>Marrubium vulgare</i>
8	44	<i>Parthenium hysterophorus</i>	36	<i>Solanum elaeagnifolium</i>	15	<i>Euphorbia exstipulata</i>	21	<i>Asphodelus fistulosus</i>
9	42	<i>Asphodelus fistulosus</i>	32	<i>Euphorbia exstipulata</i>	15	<i>Anoda cristata</i>	20	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>
10	42	<i>Euphorbia serrula</i>	30	<i>Anoda cristata</i>	15	<i>Helianthus laciniatus</i>	20	<i>Helianthus laciniatus</i>
11	41	<i>Eragrostis mexicana</i>	30	<i>Helianthus laciniatus</i>	14	<i>Mirabilis linearis</i>	18	<i>Euphorbia serrula</i>
12	39	<i>Solanum elaeagnifolium</i>	30	<i>Marrubium vulgare</i>	13	<i>Salvia reflexa</i>	16	<i>Convolvulus equitans</i>
13	34	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	27	<i>Glandularia bipinnatifida</i>	13	<i>Glandularia bipinnatifida</i>	16	<i>Dyssodia papposa</i>
14	34	<i>Convolvulus equitans</i>	27	<i>Asphodelus fistulosus</i>	13	<i>Physaria fendleri</i>	15	<i>Gaura coccinea</i>
15	33	<i>Gaura coccinea</i>	21	<i>Eragrostis barrelieri</i>	12	<i>Dichondra argentea</i>	15	<i>Glandularia bipinnatifida</i>
16	32	<i>Eruca sativa</i>	20	<i>Clematis drummondii</i>	12	<i>Eragrostis mexicana</i>	14	<i>Convolvulus arvensis</i>
17	28	<i>Mirabilis linearis</i>	18	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	11	<i>Oenothera berlandieri</i>	13	<i>Argemone echinata</i>
18	25	<i>Erodium cicutarium</i>	17	<i>Amaranthus blitoides</i>	8	<i>Disakisperma dubium</i>	11	<i>Dichondra argentea</i>
19	24	<i>Erigeron pubescens</i>	16	<i>Ipomoea purpurea</i>	8	<i>Marrubium vulgare</i>	11	<i>Erigeron pubescens</i>
20	20	<i>Dichondra argentea</i>	15	<i>Dichondra argentea</i>	8	<i>Aristida adscensionis</i>	11	<i>Buddleja scordioides</i>

V. DISCUSIÓN

5.1 Riqueza de especies

El área agrícola abandonada desde hace 12 años está dominada por *Amelichloa clandestina*, es la principal especie y ha modificado la riqueza de especies. El abandono de las tierras agrícolas es un problema mundial con notables consecuencias y en algunas áreas representa un riesgo de desertificación (Kosmas *et al.*, 2014), donde el abandono de cultivos es un importante cambio en el uso del suelo y las implicaciones que tiene para la riqueza y diversidad de especies (Kosmas *et al.*, 2000).

La flora registrada representa el 2.17 % de la flora reportada para Coahuila (Villarreal-Quintanilla, 2001). Los pastizales y matorrales de acuerdo con Rzedowski (1992) se albergan 6,000 especies (20 % de la flora total), el 0.86 % de esas especies se presentan en el zacatal de *A. clandestina*. La riqueza específica del zacatal es menor que la reportada por (Juanes-Márquez, 2021) donde se realizó un estudio de riqueza de especies en la misma área del zacatal de *A. clandestina*, donde se registraron 52 especies. Por su parte Torres-Mora (2022) encontró 64 y Arévalo *et al.* (2021) presentó la mayor riqueza con 70 especies.

En la aplicación de tratamientos el que presentó mayor riqueza de especies fue el herbicida, esto concuerda con Arévalo *et al.* (2021) donde se encontró 58, seguido de Juanes-Márquez (2021) y Torres-Mora (2022) con 36 especies en ambos estudios. De acuerdo con Farthing *et al.* (2018) señalan que los tratamientos Múltiple 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 presencia de plántulas y la capacidad de competir por los recursos (White, 1973).

Conforme al tratamiento de quema en el presente estudio se ostentó una reducción de 9 especies en comparación con el año anterior que realizó Arévalo *et al.* (2021) donde encontró 52. Esto indica que el zacatal invadido por *A. clandestina* en su composición florística inicial con el tratamiento de quema, aumentó la riqueza debido a que permitió el establecimiento de especies

presentes en el banco de semillas. Existen registros de incendios históricos, donde alteran la comunidad de plantas y los ecosistemas, modificando la proporción de formas de vida de las plantas, reduciendo la diversidad a aquellas especies más resistentes al impacto del fuego, creando condiciones para el reemplazo de especies nativas por exóticas y alterando los patrones sucesionales de recuperación de la cobertura vegetal (De Bano *et al.*, 1998).

Las especies presentes en los ecosistemas responden de diferente manera al fuego, dependiendo de sus habilidades de toleración y de los mecanismos de regeneración que posean (Lloret y Vilá, 2003). En especies carentes de resistencia o tolerancia a los incendios incluso cuando su intensidad es baja pueden causar una alta mortalidad, a causa de esto el mantenimiento de las poblaciones y la comunidad en general depende de la resistencia de las semillas en el suelo, la capacidad de rebrote de las plantas, y de la recolonización del sitio desde sectores no afectados (Anderson, 1982; Whelan, 1995).

Por otra parte, los ecosistemas con incendios naturales recurrentes presentan especies que son capaces de aprovechar esta perturbación para regenerar y expandir sus poblaciones. En estos ecosistemas el fuego es un mecanismo de selección sobre especies de plantas y ha promovido el desarrollo de múltiples formas de regeneración post-fuego (Sanhueza, 2001) e incluso en algunos casos la selección natural favorece a las especies más propensas a quemarse, creando comunidades dependientes de incendios (Mutch, 1970; Chang, 1996; Bond y Keeley, 2005).

Para eliminar y controlar la presencia de zacate picoso de acuerdo con Arévalo *et al.* (2021), considera que el mejor tratamiento es la quema, donde propicia el aumento de la riqueza de otras especies vegetales y por lo tanto disminuye la dominancia de *Amelichloa clandestina*.

5.2 Cobertura de especies de gramíneas y herbáceas

El tratamiento que propicio la mayor cobertura de herbáceas fue la aplicación del herbicida, siendo generalmente especies anuales, en cuanto a la cobertura de zacate picoso no se presentaron diferencias significativas en los tratamientos de corte, el testigo y la quema, solamente el tratamiento que logró disminuir la presencia y cobertura fue la aplicación de

herbicida. Esto concuerda con los resultados obtenidos por Arizaleta *et al.* (2008) donde se realizaron varios tratamientos para el control de herbáceas en cafetales ubicados en Campo Elías, municipio Bruzual del estado Yaracuy, Venezuela. Los cuales fueron: testigo, control manual, glifosato (1920 g·ha⁻¹), metsulfuron-metil (9 g·ha⁻¹) y glifosato + metsulfuron-metil, los resultados obtenidos indican que la cobertura total del suelo por malezas al final del ensayo disminuyó en aproximadamente 25, 35 y 66 % para los tratamientos con glifosato, metsulfuron-metil y la mezcla respectivamente.

En un experimento realizado por Wester *et al.* (2018) en el sur de Texas con el fin de controlar el zacate barba negra (*Heteropogon contortus*) aplicaron 3 herbicidas (glifosato a 24 o 36 oz/ac; imazapyr a 48 o 96 oz / ac; o hexazinona líquida a 32 a 96 oz / ac) a parcelas de campo replicadas, después 3 meses del tratamiento; se recopilaron datos previos al tratamiento en todas las parcelas tratadas y las no tratadas, se monitorearon durante el mismo período de tiempo. Antes del tratamiento, la cubierta vegetal de *H. contortus* oscilaba entre el 23% y el 38%; tanto el glifosato como el imazapyr eliminaron al zacate barba negra de las parcelas de estudio 3 meses después del tratamiento; la cobertura en las parcelas de control aumentó del 15% al 33% durante el mismo período de tiempo.

Este estudio fue útil para identificar sustancias químicas capaces de controlar a corto plazo; sin embargo, los herbicidas no selectivos pueden ser perjudiciales para la vegetación deseable si no se maneja con cuidado. El uso de los tratamientos con herbicida es una opción para el control de plantas invasoras, el uso de los productos químicos propicia la reducción de la cobertura de *A. clandestina* y el incremento de la cobertura de otras especies en los pastizales calcáreos de acuerdo con Redhead *et al.* (2019).

Se considera que, con la aplicación de tratamientos como el uso de herbicidas, se reduce la presencia y abundancia de los ejemplares de la especie invasora, mientras tanto prospera el establecimiento de una comunidad de plantas nativas más diversa y por lo tanto mayor composición florística a corto plazo, de acuerdo con Gibson *et al.*, (2019) es una opción en la restauración de los pastizales nativos.

Las gramíneas invasoras a menudo producen efectos negativos en cascada en las comunidades bióticas, con la diversidad y abundancia de plantas nativas, insectos y vida silvestre disminuyendo a medida que aumenta la cobertura de la planta invasora. El aumento de la cobertura de *H. contortus* ocasiona los mismos efectos comunitarios similares. Por ejemplo, la riqueza de especies de gramíneas nativas, disminuyó a medida que la cobertura del zacate barba negra aumentó a lo largo de un gradiente de 0 % a 80 %, y la cobertura de zacate nativo disminuyó de 8% a 10% por cada aumento de 10 % en la cubierta de *H. contortus* (Bielfelt *et al.*, 2016) Esto concuerda con los resultados obtenidos en el presente estudio donde la riqueza de especies es menor en las áreas donde existe mayor cobertura de *A. clandestina* en este caso el tratamiento de corte y testigo. La mayor riqueza de especies encontrada fue en el tratamiento de herbicida, lo que concuerda con Burge *et al.* (2017), donde la densidad de individuos de una especie fue superior en las parcelas donde se aplicó glifosato, ya que se redujo la cobertura aérea de *Salix cinerea*.

Las prácticas de manejo único (como las aplicaciones de glifosato, imazapyr o Spike) son prometedoras para el control de especies invasoras a corto plazo. Sin embargo, se puede lograr un control a largo plazo cuando estos productos químicos se utilizan en combinación con otras prácticas, como la quema prescrita, además se ha demostrado que la quema prescrita por sí sola puede ser efectiva para eliminar plantas adultas, así como para destruir semillas en las plantas y en la superficie del suelo (Wester *et al.*, 2018). Estos efectos son importantes para reducir las poblaciones de *A. clandestina* para limitar las poblaciones futuras. Además, debido a que el rebrote de las plantas de zacate picoso quemadas que sobreviven al fuego incita mayor vigorosidad de forraje que las plantas maduras, el pastoreo del ganado se puede usar junto con la quema prescrita para manejar densas poblaciones de *A. clandestina*.

VI. CONCLUSIONES

Con los datos obtenidos mediante la aplicación de los tratamientos, se puede concluir que la riqueza y diversidad de las especies después de dos años, presenta mayor riqueza de especies donde se aplicó herbicida, además que limita el establecimiento de *Amelichloa clandestina* en los terrenos, lo que permite la germinación y establecimiento de más especies de plantas.

La aplicación de herbicida fue el tratamiento que obtuvo mayor beneficio sobre la diversidad de especies con ello se obtuvo una mayor cobertura de herbáceas.

Los resultados obtenidos en los distintos tratamientos nos indican que el uso de herbicida presentó los mejores resultados en el control de *Amelichloa clandestina*, ya que dicho tratamiento obtuvo la menor cobertura del zacate picoso, por lo tanto, el uso de herbicida es un método sobresaliente para el control de *A. clandestina*.

La riqueza de especies fue menor en las áreas donde existe mayor cobertura de *A. clandestina* en este caso el tratamiento de corte y testigo.

El tratamiento que registro la menor cantidad de individuos fue el área donde aplico la quema prescrita.

VII. LITERATURA CITADA

- Alcaraz**, F. J. 2013. Sucesión (sindinámica). *Geobotánica, Tema, 13*, Pp 1-15.
- Anderson**, R. C. 1982. An evolutionary model summarizing the roles of fire, climate, and grazing animals in the origin and maintenance of grasslands: an end paper. In J. R. Estes, R. J. Tylr & J. N. Brunken (Eds) *Grasses and grasslands: systematics and ecology* (pp. 297-308). University of Oklahoma Press, Oklahoma.
- Arévalo**, J. R., Encina-Domínguez, J. A., Juanes-Márquez, S., Álvarez-Vázquez, P., Nuñez-Colima, J. A., y Mellado, M. 2021. Restoration of Rangelands Invaded by *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth after 12 Years of Agriculture Abandonment (Coahuila, Mexico). *Agriculture* 11, 886.
- Arizaleta**, M., Anzalone, A., y Silva. A. 2008. Efecto del uso de metsulfuron-metil y glifosato sobre malezas asociadas a cafetales en Venezuela. *Bioagro*, 20(2), 79-88.
- Arriaga**, M. O., y Barkworth, M. E. 2006. *Amelichloa*: a new genus in the Stipeae (Poaceae). *SIDA, Contributions to Botany*, Pp 145-149.
- Backworth**, M. E., Valdes-Reyna, J., y Landers Jr, R. Q. 1989. *Stipa clandestina*: new weed threat on southwestern rangelands. *Weed Technology*, Pp 699-702.
- Balaguer**, L. 2004. Las plantas invasoras. *Historia natural*, 5, Pp 32-41.
- Batista**, A. C. 1990. Incêndio Florestais. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife. 115 p.
- Bentivegna**, D. J., y Zalba, S. M. 2014. Plantas invasoras. En: Fernández O.A., E.S. Leguizamón, y H.A. Acciaresi. *Malezas e Invasoras de la Argentina*, Tomo I: Ecología y Manejo. EdiUNS. Bahía Blanca, Argentina. Pp 227-262.
- Bielfelt**, B. J., y Litt, A. R. 2016. Effects of Increased *Heteropogon contortus* (Tanglehead) on Rangelands: The Tangled Issue of Native Invasive Species. *Ecology & Management*, 69(6), 508-512.
- Blanco**, L., Aguilera, M., Paruelo, M., y Biurrun, F. 2008. Grazing effect on NDVI across an aridity gradient in Argentina. *Journal Arid Environmental* 2: Pp 764-776.
- Bobbink**, R. D., Den Dubbelden, K., y Willems, J. H. 1989. Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. *Oikos*, 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
- 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), 620-630.
- Cabido, S.,** Acosta, A., y Díaz, M. 1994. Community structure in montane grasslands of central in relation to land use. *Journal of Vegetation Science* 5: Pp 483-488.
- Calderón, G.,** y J. Rzedowski. 2005. Flora Fanerogámica del Valle de México. 2a ed., 1a reimp., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pátzcuaro, (Michoacán), 1406 p.
- Chang, C.** 1996. Ecosystem responses to fire and variations in fire regimes. In Sierra Nevada Ecosystem Project: Final Report to Congress (II, 1071-1099). Assessments and Scientific Basis for Management Options. Water Resources Center Report No. 37. Davis, CA. Centers for Water and Wildland Resources, University of California.
- Chapin, F. S., III.,** Matson, P. A., y Mooney, H. A. 2002. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Springer, New York, New York, USA.
- CONACYT,** 2019. Monografía sobre el Glifosato. Secretaria Ejecutiva de la Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de Organismos Genéticamente Modificados.
- Conegliano, O.** 2018. Comportamiento en pastoreo del ganado bovino criollo argentino y aberdeen angus ecotipo riojano, en pastizales naturales del Chaco Árido. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Mar de Plata, Argentina.
- De Bano, L. F.,** Neary, D. G. y Folliott, P. F. 1998. *Fire's Effects on Ecosystems*. John Wiley and Sons, New York.
- De Bano, L. F.** 1991. The effect of fire on soil properties. In: proceedings-management and productivity of Western Montane Forest Soils. Forest Service. Intermountain Research Station. General Technical Report INT.280. Oden, UT. Pp. 151-156.
- Domínguez, A. A. A.** 2019. Evaluación de la infiltración final y la producción de sedimentos en cinco tipos de vegetación, bajo tres intensidades de lluvia, en la microcuenca “Los Ángeles” Saltillo, Coahuila. Tesis. Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

- Dyksterhuis, E. J.** 1949. Condition and management of rangeland based on quantitative ecology. *Journal of Range Management* 2: Pp 104-115.
- 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.
- Flores, C. C., y Sarandon, S. J.** 2002. Desarrollo y evolución de los ecosistemas.
- Flores, M., G., Jiménez L. J., Madrigal S. X., Moncayo R. F., y Takaki T. F.** 1971. Memoria del mapa de tipos de vegetación de la República Mexicana. Secretaría de Recursos Hidráulicos. México, D. F. 59 p.
- García, E.** 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 5 ed. Instituto de Geografía-UNAM: Serie Libros. México. 50 p.
- Gibson, D. J., Shupert, L. A., y Liu, X.** 2019. Do no harm: efficacy of a single herbicide application to control an invasive shrub while minimizing collateral damage to native species. *Plants*, 8(10), 426.
- Gutiérrez, L. M., Ranera, E., Novo, M., Fernández, R., y Trigo, D.** 2014. Does the invasion of the exotic tree *Ailanthus altissima* affect the soil arthropod community? The case of a riparian forest of the Henares River (Madrid). *European Journal of Soil Biology* 62: Pp 39-48.
- Halffter, G.** 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International*, 36: Pp 3-17.
- Haltenhoff, H.** 1998. Silvicultura Preventiva. Manual Técnico N°18. Corporación Nacional Forestal. Chile.
- Harrison, S., Inouye, B. D., y Safford, H. D.** 2003. Ecological heterogeneity in the effects of grazing and fire on grassland diversity. *Conservation Biology* 17(3), Pp 837-845.
- Heady, H. F.** 1975. Conserving the plains: the Soil Conservation Service in the Great Plains, Agricultural History Society. 64: Pp 58-73.
- Heady, H. F.** 1988. Range condition and range trend. *Rangelands*. 6: Pp 19-21.
- Hejda, M. y Pyšek, P.** 2008. Estimación del impacto a nivel comunitario de la especie exótica ribereña *Mimulus guttatus* mediante el uso de un experimento de campo BACI replicado. *Neobiota*, 7: Pp 250-257.

- Hobbs, R. J., Huenneke, L. F.** 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6(3): Pp 324-337.
- Huss, D. F., y Aguirre, E. L.** 1976. Fundamentos de manejo de pastizales, Departamento de Zootecnia. ITESM Monterrey, N.L. P.227
- Huss, D. L.** 1986. Principios de manejo de praderas naturales. Buenos aires, Argentina, INTA y Santiago, Chile, FAO/RLAC.
- Huss, D. L. y Aguirre, E. L.** 1974. Fundamentos de manejo de pastizales. ITESM, Monterrey, N.L., México.
- Huston, M. A.** 1994. Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, Gran Bretaña, P 64-74.
- ICE.** Instituto Coahuilense de Ecología. 2001. Ordenamiento ecológico de Coahuila, México. Gobierno de Coahuila. Saltillo, México.
- INFP, SARH.** Inventario Nacional Forestal Periódico 1992-1994. SARH. México. 1994.
- Irurtia, C. B., y J. E. Luna** 1988. Sistemas y equipos de desmonte. In: Desmonte y Rehabilitación de Tierras en la Región Chaqueña Semiárida; FAO, Santiago de Chile: 306 p.
- Jaramillo, V.** 1984. El manejo de Pastizales y el Desarrollo en México. En: Departamento de Recursos Naturales Renovables (Ed). Memorias del 1er. Congreso Nacional Sobre Manejo de Pastizales. UAAAN-CONACyT. Buenavista, Saltillo, Coahuila. México.
- Jeschke, J. M., Bacher, S., Blackburn, T. M., Dick, J. T. A., Essl, F., Evans, T., y Gaertner, M.** 2014. Defining the Impact of Non-Native Species. *Conservation Biology* 25: Pp 1188-1194.
- Johnston, M. C.** 1963. Past and present grasslands of southern Texas and northeastern Mexico. *Ecology* 44: Pp 456-466.
- Juanes-Márquez, S.** 2021. Caracterización ecológica de un zacatal de *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth, donde se aplicó corte y herbicida en el Rancho los Ángeles, Coahuila, México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Repositorio Digital. Saltillo Coahuila.
- Jurado-Guerra, P., Velázquez, M. M., Sánchez, G. R. A., Álvarez, H. A., Domínguez, M. P. A., Gutiérrez, R., y Chávez, R. M. G.** 2021. Los pastizales y matorrales de zonas áridas y semiáridas de México: Estatus actual, retos y perspectivas. *Revista mexicana de ciencias pecuarias*, 12, Pp 261-285.

- Kosmas, C.**, Gerontidis, S., y Marathianou, M. 2000. The effect of land use change on soils and vegetation over various lithological formations on Lesvos (Greece). *Catena*, 40(1), 51-68.
- Kosmas, C.**, Kairis, O., Karavitis, C., Ritsema, C., Salvati, L., Acikalin, S., y Ziogas, A. 2014. Evaluation and selection of indicators for land degradation and desertification monitoring: methodological approach. *Environmental management*, 54(5), 951-970.
- Leopold, A. S.** 1950. Vegetation zones of Mexico. *Ecology* 31: 507-518.
- Levinton, J. S.** 1970. The paleoecological significance of opportunistic species. *Lethaia*, 3(1), Pp 69-78.
- Lloret, F.** y Vilà, M. 2003. Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 14(3), 387-398.
- Lund, H. G.** 2007. Accounting for the world's rangelands. *Rangelands* 29: Pp 3-10.
- Magurran, A. E.** 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton university press.
- Manzano, P.** 2006. Grasslands of Mexico: A Perspective on Their Conservation. En *Grasslands Ecosystems, Endangered Species, and Sustainable Ranching in the Mexico-US Borderlands: Conference Proceedings*. RMRS-P-40. For Collins, CO: USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Pp 43-47.
- Margalef, R.** 1983. *Limnología* (Vol. 1009). Barcelona: Omega.
- Martino, D.** 1995. El herbicida glifosato: su manejo más allá de la dosis por hectárea. INIA La Estanzuela. Serie técnica N.º 61.
- Mejía, S. M. T.**, y Dávila, D. P. 1992. Gramíneas útiles de México. Cuadernos del Instituto de Biología. UNAM, México.
- Melgoza, C. A.** 2006. Situation of Rangelands in México. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P 40*.
- Mellado, M.**, y Olvera, A. 2008. Diets of prairie dogs (*Cynomys mexicanus*) coexisting with cattle or goats. *Mammalian Biology-Zeitschrift fur Saugetierkunde* 73(1): Pp 33-39.
- Mooney, H. A.**, y Cleland, E. E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(10), Pp 5446-5451.
- Mooney, H. A.**, y Hobbs, R. J. 2000. *Invasive species in a changing world*. Island press. Washington, D.C.

- Moreno, C. E.** 2001. *Métodos para medir la biodiversidad. Volumen I.* Manuales y tesis SEA.
- Mutch, R. W.** 1970. Wildland fires and ecosystems-a hypothesis. *Ecology*, 51: 1046-1051
- Nazar, A. J.** 1988. Pastizales Naturales de La Pampa: manejo en regiones semiáridas. AACREA - La Pampa; La Pampa, Argentina; Tomo II: 114 p.
- Newman, E. I.** 2000. Applied ecology y environmental management. Blackwell Science, London, UK.
- NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007**, Norma Oficial Mexicana. 2009, Que establece las especificaciones técnicas de métodos de uso del fuego en los terrenos forestales y en los terrenos agropecuarios.
- Odum, E. P.** 1972. Ecología, Nueva Editorial Interamericana. *México, DF.*
- Peet, R. K., Wentworth, T. R., y White, P. S.** 2016. A flexible, method for recording vegetation composition and structure. 63 (3): Pp 264-274.
- Pickett, S. T. A., Collins, S. L., y Armesto, J. J.** 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. *Vegetation* 69: Pp 109-114.
- Pimentel, D., R. Zúñiga y D. Morrison.** 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: Pp 273-288.
- Prata, F., Camponez, V., Lvorenti, A., y Vorges, J.** 2003. Glyphosate sorption and desorption in soils with distinct phosphorus levels. *Scientia Agricola* 60 p.
- Pyke, D. A., Herrick, J. E., Shaver, P., y Pellant, M.** 2002. Rangeland health attributes and indicators for qualitative assessment. *Journal of Range Management*, 55(6), Pp 584-597.
- Redhead, J. W., Nowakowski, M., Ridding, L. E., Wagner, M., y Pywell, R. F.** 2019. The effectiveness of herbicides for management of tor-grass (*Brachypodium pinnatum* sl) in calcareous grassland. *Biological Conservation*, 237, 280-290.
- Renolfi, R. F., Fumagalli, A. E., Araujo, P., y Brassiolo, M. A.** 2000. Efecto de la eliminación de arbustos y del pastoreo de vacunos sobre la abundancia de gramíneas de un bosque chaqueño semiárido. *Rev. Arg. Prod. Anim.* 20 (Supl. 1): Pp 203-204.
- Reynolds, J., y Stafford, S. D. M.** 2002. Do humans cause deserts? dahlem workshop report 88. Berlin.
- Rodríguez, M. P. R.** 2010. *Manejo del fuego.* Havana: Editorial Félix Varela.

- Russell, M. L., y Landers, Jr. R.** 2017. Mexican needlegrass. Texas A&M AgriLife Extension Service, Pp 1-4.
- Rzedowski, J.** 1975. An ecological and phytogeographical analysis of the grasslands of Mexico. *Taxon*, 24(1), Pp 67-80.
- 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.
- Sánchez, C. J., y Zerecero, G. L.** 1983. Método practico para calcular la cantidad de combustibles leñosos y hojarasca. Instituto Nacional de investigadores Forestales. Nota divulgada No. 9. CIFONOR. 15 p.
- Sanhueza, P. I.** 2001. Fire situation in Chile. In J. G. Goldammer & R. W. Mutch (Eds.) *Global forest fire assessment*. (pp.1990-2000). Forest Resources Assessment, FAO, Rome.
- Shannon, C. E., y Weaver, W.** 1949. *The Mathematical Theory of Communication, by CE Shannon (and Recent Contributions to the Mathematical Theory of Communication), W. Weaver*. University of Illinois Press. Simpson, E. H. (1949).
- Shiflet, T. N.** 1973. Range sites and soil in the United States. Proeeding Arid Shrubland Conference. Tucson, Ar. Pp 26-33.
- Simpson, E. H.** 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), Pp 688-688.
- Spain, J. M., y Gualdrón, R.** 1991. Degradación y rehabilitación de pasturas. Establecimiento y renovación de potreros. Conceptos, experiencias y enfoques de la investigación. Red internacional de evaluación de pastos tropicales. Sexta reunión Comité Asesor CIAT. Cali, Colombia.
- Sroddart, L. A., Smitt, A. D., y Box, T. W.** 1975. Range Management. 3 th. Edition. 572 p. New York.
- Torres-Mora, T.** 2022. 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. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Repositorio Digital. Saltillo Coahuila.

- Tramer, E. J.** 1969. Bird species diversity: components of Shannon's formula. *Ecology*, 50(5), Pp 927-929.
- UNEP.** 1992. Convention on biological diversity. United Nations Environmental Program, Environmental Law and Institutions Program Activity Centre. Nairobi.
- Valdés-Reyna, J.** 2015. Gramíneas de Coahuila. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., 556 p.
- Van Wyk, A. E., y Smith, G. F.** 2001. Regions of floristic endemism in Southern Africa. UMDAUS press, Hatfield-South Africa.
- Vencill, W.** 2002. Herbicide Handbook. 8th ed. Lawrence, KS, USA, Weed Sci. Soc. Amer.
- Vera, G., Blanco, L., y Ferrando, C. A.** 2003. Relaciones entre la pobreza rural y el deterioro de los recursos forrajeros por prácticas ganaderas comunitarias en los Llanos de La Rioja. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Villarreal, J. A. y Valdés, J. R.** 1992–1993. Vegetación de Coahuila, México. Rev. Manejo Pastizales 6(1,2): Pp 9-18.
- Villarreal-Quintanilla, J. Á.** 2001. Listados florísticos de México XXIII. Flora de Coahuila (No. C/581.97214).
- Walker, L. R., y Del Moral, R.** 2003. Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- 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), Pp 37-44.
- Westoby, M., Walker, B., y Noy-Meir, I.** 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management*, 42: Pp 266-274.
- Whelan, R. J.** 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- 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): 213-251.
- WHO.** 1994. WORLD HEALTH ORGANIZATION. Glyphosate. Geneva. International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 159.)

- Wilcove**, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips A., y Losos, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience* 48(8): Pp 607-615.
- 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), Pp 1-14.
- Zamora**, L. I. 2006. Revista de divulgación científica y Tecnológica de la universidad Veracruzana. Volumen XIX, Numero 1.

VIII. ANEXOS

Anexo 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*), Cactácea (*Ca*)

AMARANTHACEAE

Amaranthus blitoides S. Watson. AN, he

ACANTHACEAE

Dyschoriste linearis (Torr. & A. Gray) Kuntze. PN, he

ASTERACEAE

Symphotrichum subulatum (Michaux) GL Nesom. AN, he

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

BRASSICACEAE

Eruca sativa Mill. AI, he

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

CACTACEAE

Cylindropuntia imbricata (Haw.) F.M. Knuth, PN, Ca

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

CUCURBITACEAE

Cucúrbita foetidissima Kunth. PN, he

COMPOSITAE

Ambrosia confertiflora DC. PN, he

Baccharis pteronioides DC. PN, he

Cirsium texanum Buckley. PN, he
Dyssodia papposa (Vent.) Hitchc. AN, he
Gnaphalium roseum (ex H.B.K.) Kunth. AN, he
Helianthus laciniatus A. Gray. PN, he
Laennecia coulteri (A. Gray) G.L. Nesom. AN, he
Machaeranthera tanacetifolia (Kunth) Nees. AN, he
Parthenium hysterophorus L. AI, he
Sanvitalia angustifolia Engelm. ex A. Gray. AI, he
Solidago velutina DC. PN, he

CONVOLVULACEAE

Convolvulus arvensis L. PI, he
Convolvulus equitans Benth. PN, he
Dichondra argentea Humb. & Bonpl. ex Willd. PN, he
Ipomoea purpurea (L.) Roth. AI, he

EUPHORBIACEAE

Acalypha monostachya Cav. PN, he
Euphorbia exstipulata Engelm. AN he
Euphorbia serrula Engelm. AN, he

GERANIACEAE

Erodium cicutarium (L.) L'Hér. AI, he

LAMIACEAE

Marrubium vulgare L. PI, he
Salvia reflexa Hornem. AN, he
Stachys agraria Schldl. & Cham. AN, he

LEGUMINOSAE

Dalea bicolor Willd. PN, he

Hoffmannseggia watsonii (Fisher) Rose. PN, he

Rhynchosia senna Hook. PN, he

MALVACEAE

Anoda cristata (L.) Schltld. AN, he

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

NYCTAGINACEAE

Mirabilis linearis (Pursh) Heimerl. PN, he

ONAGRACEAE

Calylophus berlandieri Spach ssp. Berlandieri. PN, he

Gaura coccinea Nutt. ex Pursh. PN, he

POACEAE

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

Aristida adscensionis L. PN, Gr

Aristida havardii Vasey. PN, Gr

Bothriochloa barbinodis (Lag.) Herter. PN, Gr

Bouteloua curtispindula (Michx.) Torr. PN, Gr

Bouteloua dactyloides (Nutt.) Columbus. PN, Gr

Bouteloua gracilis (Kunth) Lag. ex Griffiths. PN, Gr

Dasyochloa pulchella (Kunth) Willd. ex Rydb. PN, Gr

Disakisperma mexicanum Steud. PN, Gr

Eragrostis barrelieri Daveau. AI, Gr

Eragrostis mexicana (Hornem.) Link. AN, Gr

Erigeron pubescens Kunth. PN, Gr

Erioneuron avenaceum (Humb., Bonpl. & Kunth) Tateoka. PN, Gr

Muhlenbergia phleoides (Kunth) Columbus. PN, Gr

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

Nassella tenuissima (Trin.) Barkworth. PN, Gr

Panicum hallii Vasey. PN, Gr

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

PAPAVERACEAE

Argemone echinata Ownbey. PN, he

POLYGONACEAE

Rumex crispus L. PI, he

RANUNCULACEAE

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

SCROPHULARIACEAE

Buddleja scordioides Kunth. PN, he

SOLANACEAE

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

Solanum elaeagnifolium Cav. PN, he

VERBENACEAE

Glandularia bipinnatifida (Schauer) Nutt. AN, he

Verbena neomexicana (A. Gray) Briq. PN, he

XANTHORRHOEACEAE

Asphodelus fistulosus L. PI, he