





Artículo Original. Enero-Diciembre 2019; 9:1-14. Recibido: 08/12/2018 Aceptado: 18/04/2019.

Impacto ecológico de la reforestación con la especie arbustiva *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. en un matorral desértico micrófilo.

Ecological impact of reforestation with the shrub species *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. in a desert microphile scrub.

 Ruiz-Fernández Eduardo¹ eduardoruizf@outlook.es,  Rochín-Berumen Fabiola¹ fabiolauaz@outlook.com,  Aréchiga-Flores Carlos*¹ arechiga.uaz@gmail.com,  Hernández-Briano Pedro¹ phbriano@gmail.com,  Rincón-Delgado Melba¹ rmelba47@hotmail.com,  Rodríguez-Tenorio Daniel¹ rtenorio00@hotmail.com

¹Unidad Académica de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Zacatecas, Zacatecas, México. *Autor responsable y de correspondencia: Aréchiga-Flores Carlos. Unidad Académica de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma de Zacatecas; Jardín Juárez No. 147, Col. Centro, Zacatecas, Zacatecas, México, CP 98000.

RESUMEN

El presente trabajo muestra los resultados de un primer monitoreo sobre un área revegetada de matorral desértico micrófilo en el Desierto Chihuahuense, para conocer estructura y composición de la comunidad arbustiva, con el propósito de identificar cambios de la comunidad a 10 años posteriores a la revegetación con *Atriplex canescens* (*costilla de vaca*), sobre suelos somero y profundo, evaluando: 1) Diversidad de especies (DE); 2) Valor de importancia de las especies (IVI); Abundancia relativa (*Ar*), Dominancia relativa (*Dr*) y, Frecuencia relativa (*Fr*). La revegetación se aplicó sobre aclareos con curvas a nivel utilizando un diseño de bloques completamente al azar incluyendo 5 repeticiones con transectos de 50m². Posteriormente, se determinó que existe una disminución en la Diversidad de Especies (DE) de 20.44% en suelo somero y de 12.21 en suelo profundo, en comparación a los grupos testigo. Para Valor de Importancia (IVI), destacan en suelo somero *Parthenium incanum* y *Atriplex canescens* con 99.23 y 45.57, respectivamente y, en suelo profundo *P. incanum* y *A. constricta* con 98.53 y 46.21, respectivamente. Se observó una diferencia significativa ($P \leq .05$) en relación a tipo de suelo. En conclusión, *Atriplex canescens* muestra valor de Importancia (IVI) con alta viabilidad para ser utilizada en ecosistemas del desierto Chihuahuense (México).

Palabras clave: monitoreo, revegetación, diversidad, ecosistema, arbustivas.

ABSTRACT

Present work shows the results obtained from an screening on a revegetated area of desert scrub in the Chihuahua Desert, to know the structure and composition of the shrub community to identify changes 10 years after revegetation with *Atriplex canescens* (*Costilla de Vaca*), on shallow and deep soils, evaluating: 1) Species Diversity (DE); 2) Value of importance of the species (IVI); Relative Abundance (*Ar*), Relative Dominance (*Dr*) and, Relative Frequency (*Fr*). The practice was applied on thinning with level curves using a randomized block design with 5 repetitions with 50m² transects. Subsequently, it was determined that there is a decrease in Species Diversity (DE) of 20.44 in shallow soil and 12.21 in deep soil, compared to control groups. For Value of Importance (IVI), they stand out in shallow soil *Parthenium incanum* and *Atriplex canescens* with 99.23 and 45.57, respectively, and in deep soil *P. incanum* and *A. constricta* with 98.53 and 46.21, respectively. A significant difference ($P \leq 0.05$) was observed in response to type of soil. In conclusion, *Atriplex canescens* shows an interesting Important Value (IVI), which determines its viability of their application in ecosystems with similar characteristics.

Keywords: monitoring, revegetation, diversity, ecosystem, shrublands.

INTRODUCCIÓN

La expansión de la población humana ha perturbado los ambientes nativos, poniendo en riesgo la diversidad biológica debido a las crecientes áreas disturbadas, trayendo consigo un aumento en la presión sobre los recursos naturales (Gutiérrez, 2008; Aguirre *et al.* 2012), siendo actualmente la conservación de la diversidad biológica una de las metas de manejo de ecosistemas en un sentido ecológicamente sostenible. A su vez, las arbustivas eran consideradas como plantas competidoras para los programas de reforestación y resiembras, cuando en realidad éstas constituyen especies facilitadoras para el establecimiento de especies en ambientes diversos (Freckleton *et al.* 2009; CONABIO, 2012). En la actualidad, se tiene como antecedente la realización de diversos estudios científicos con relación a las especies arbustivas, estudios acerca del análisis y medición de biomasa (Muñoz-Reyes, 2011), daños por factores meteorológicos, relaciones entre la vegetación y factores físicos (Boyd y Davies, 2010), composición y estructura (Molina *et al.* 2013; Alanís *et al.* 2013); estudios de especies leñosas bajo diferente manejo (Pequeño-Ledezma *et al.* 2012; Jiménez *et al.* 2013). Por su parte, Mora *et al.* (2013) llevaron a cabo una investigación para determinar el efecto de la ganadería sobre el matorral natural, determinando finalmente que el efecto del pastoreo de ganado estimula una baja similitud entre las especies del área estudiada a comparación del ecosistema testigo. El propósito del presente trabajo fue llevar a cabo el primer monitoreo para evaluar el efecto de la práctica de revegetación con *Atriplex canescens* (i.e., “costilla de vaca”) sobre la comunidad de especies arbustivas presentes en el área de estudio a fin de determinar la presencia de efecto negativo sobre las poblaciones de las especies representativas de la comunidad en un lapso de diez años posterior a su implementación. Finalmente, los resultados obtenidos demuestran que no existe diferencia significativa en el ecosistema tratado a comparación del ecosistema testigo, determinando a su vez la viabilidad de *Atriplex canescens* en la comunidad arbustiva como una opción para el incremento de producción forrajera en ecosistemas similares al área de estudio. La razón por la cual se evaluó solo el estrato arbustivo, es debido a que son especies con presencia más constante en el ecosistema de interés, ya que las gramíneas son especies más efímeras que pueden o no estar presentes en el momento del monitoreo (a 10 años de aplicada la práctica de revegetación) dadas sus relaciones inter específicas derivadas del fenómeno de sucesión vegetal y su fuerte dependencia de la precipitación climática prevaleciente en el ecosistema de interés, sin embargo es pertinente mencionar que el presente, es el primero de tres monitoreos que se llevarán a cabo en la comunidad de interés con un intervalo de 10 años a fin de obtener información más precisa sobre el impacto ecológico de la práctica en cuestión.

MATERIAL Y MÉTODOS

El presente monitoreo se realizó en el Rancho Experimental “El Halcón” localizado en el noreste del estado de Zacatecas, en el municipio de Villa de Cos, Zacatecas, bajo las coordenadas 23° 27' 36" L N y 102° 10' 14" L O; a una altitud de 1,975 msnm (Google Earth, 2011), considerado el extremo sur del Desierto Chihuahuense (Granados - Sánchez et al., 2011). Este ecosistema se caracteriza por ser un área sobre pastoreada debido al manejo a que ha sido sometido a lo largo de las últimas décadas, mostrando una alta presencia de especies arbustivas y en menor grado de herbáceas de crecimiento perenne. La vegetación que se encuentra presente es del tipo “Matorral Desértico Micrófilo”, coexistiendo las especies *Atriplex canescens*, *Parthenium incanum*, *Acacia constricta*, *Larrea tridentata*, *Lycium berlandieri*, *Salvia ballotaeflora*, entre otras. De acuerdo a la clasificación de Koeppen de 1962, el clima de la región se define como tipo BW con una temperatura media anual de 17.5°C (Patton, 1962). La precipitación anual asciende a 357.8 mm en promedio durante la última década. El suelo es del tipo litosol, y muestra una capa arable poco profunda franco arenosa (Alanís-Rodríguez et al., 2015), una vez que se sobrepasa el horizonte “A”, se encuentra la roca madre, muestreando una pendiente que fluctúa de 0.50 a 0.75 por ciento.

Para la ejecución inicial de la prueba se utilizaron plántulas de *A. canescens*, las cuales fueron establecidas bajo estructuras para la cosecha de agua (curvas a nivel) con distancias entre plantas de 1.5 m, siendo establecidas en franjas de 15 m de amplitud en una superficie de 22 Has. La información proveniente de las parcelas se utilizó para determinar la valoración cuantitativa de las especies arbustivas.

Metodología de la Investigación

La idea básica del estudio radica en la realización de monitoreos a 10, 20 y 30 años a partir de la ejecución de la práctica mencionada a fin de analizar el impacto de la misma sobre el ecosistema basado en el análisis de la comunidad arbustiva. El historial de manejo del ecosistema en cuestión se basa en pastoreo estacional durante la época de crecimiento (temporada de lluvias), durante las últimas tres décadas, dicho manejo corresponde a un pastoreo continuo, ya que sólo en la temporada de secano se excluyó el ganado.

La densidad utilizada se determinó a partir de un muestreo realizado en un potrero aledaño a la unidad experimental, el cual muestra una densidad de 500 individuos de *A. canescens* por hectárea bajo condiciones de pastoreo estacional y con condiciones de suelo similares.

Los individuos utilizados para la prueba fueron plántulas de 8 meses de edad y presentaron una altura media de 27 cm en su porción aérea. Las plántulas se desarrollaron en los viveros dependientes de la SEDAGRO – Gobierno del Estado, ubicados en el Municipio de Mazapil, Zacatecas, México.

Para la preparación de la cama de siembra, se llevó a cabo un preaclareo con eliminación total de la vegetación presente, éste se realizó sobre franjas a nivel correspondientes a dos terceras partes de la superficie total y una anchura de 15m con la construcción de curvas o bordos a nivel de 30 cm en promedio.

Una vez presentadas las condiciones de saturación de agua en suelo, posterior a un evento de 25mm de precipitación pluvial por un período de 2.5 horas se procedió a la realización de depresiones con barras metálicas de 1.5” y una profundidad de 20 cm a fin de llevar a cabo la colocación de los cepellones extraídos de las charolas de germinación. Una vez colocadas las plántulas se aplicó un poco de presión a fin de permitir el contacto de las raíces secundarias con el suelo natural en espera de facilitar conductividad de agua y nutrientes. La distancia entre plantas fue de 1.5m. La época de plantación fue el mes de septiembre.

El área de estudio fue reservada desde el momento de la plantación hasta el mes de Julio del próximo año (10 meses), tiempo en que la población establecida mostró una altura media de 80 cm. Posteriormente se introdujo el ganado, el cual utilizó la especie de manera moderada, pasando a reservarse llegado el mes de septiembre a fin de no sobre utilizar los arbustos. A partir del segundo año, se siguió aplicando pastoreo de ganado sobre el área cada temporada de lluvias.

Los individuos de *A. canescens* presentes en el testigo en suelo somero se encontraron 31 y en el caso del testigo en suelo profundo 20 individuos por hectárea.

En cuanto al manejo del sitio de estudio, se tiene que anterior al inicio de la prueba, se excluyó el área y una vez trasplantados los individuos, se esperó el establecimiento, para lo cual no se aplicó ningún tratamiento adicional. Posterior al evento de precipitación mencionado no se presentaron lluvias en lo que restó de ese año. La siguiente precipitación se observó en el Mes de febrero con un evento de 15 mm y posteriormente hasta el mes de junio. Cabe mencionar que se tomaron en cuenta las especies representativas del estrato arbustivo, como fieles indicadores de degradación ecológica, debido a su longevidad, factor que nos permitirá obtener información fiable a los 10, 20 y 30 años de observación para determinar el impacto generado.

Variables de estudio

Diversidad de especies: Para determinar la diversidad de especies se utilizó el índice de Shannon (Shannon, 1949; Spellerberg y Fedor, 2003) el cual se obtiene bajo la siguiente fórmula:

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

Donde: H' = Diversidad

S = Número de especies presentes

ln = Logaritmo natural

pi = Proporción de las especies ni/N

ni = Número de individuos de la especie i

N = Número total de individuos.

Valor de importancia de las especies o Peso Específico (PE): Este parámetro toma en cuenta, la Abundancia relativa (Ar), Frecuencia relativa (Fr) y la Dominancia relativa (Dr) de las especies presentes en el rodal (Magurran, 1989) a partir de las siguientes fórmulas:

$$Ar = \frac{n}{N} * 100$$

$$Dr = \frac{\text{área de copa de la especie } i}{\text{área de copa total}} * 100$$

$$Fr = \frac{\text{número de apariciones de una especie}}{\text{N total de observaciones}} * 100$$

Dado las anteriores ecuaciones, podemos determinar el Peso Específico de las especies indicadoras en el ecosistema, lo cual se determina a través de la siguiente fórmula:

$$PE = \sum \sum_{i=1}^{Fr} \sum_{i=1}^{Ar} \sum_{i=1}^{Dr}$$

Dicha ecuación engloba los resultados de Abundancia relativa (Ar), Frecuencia relativa (Fr) y Dominancia relativa para cada especie en particular.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diversidad de especies

En relación con el índice de Shannon para ambas comunidades con suelo somero (tabla 1), se encontró que la diversidad de especies es más alta en el ecosistema testigo (1.355), en comparación del ecosistema restaurado (1.078) con un diferencial de 21.45%. Para las comunidades con suelo profundo (Cuadro 1), se determinó que la diversidad es más alta para el testigo (1.015), a comparación de la restauración (0.891) con un diferencial de 13.22%. Individualmente, para el caso del sitio restaurado en suelo somero se tiene que la especie más sobresaliente resultó ser *Parthenium incanum* (0.236), seguida por *Atriplex canescens* (0.198). Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo, sobresalió *Parthenium incanum* (0.190), seguida por *Acacia constricta* (0.153).

Tabla 1. Diversidad de especies en la comunidad revegetada (Índice de Shannon)

No.	Especie ¹	Suelo Somero		Suelo Profundo	
		Área tratada	Testigo	Área tratada	Testigo
1	<i>P. incanum</i>	0.236	0.314	0.190	0.237
2	<i>L. tridentata</i>	0.134	0.213	0.133	0.201
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0.094	0.190	0.069	0.134
4	<i>A. constricta</i>	0.148	0.189	0.153	0.168
5	<i>L. berlandieri</i>	0.144	0.253	0.106	0.212
6	<i>J. dioica</i>	0.124	0.168	0.089	0.046
7	<i>A. canescens</i>	0.198	0.028	0.151	0.016
		1.078	1.355	0.891	1.015

1) *Parthenium. incanum*, *Larrea tridentata*, *Salvia ballotaeflora*, *Acacia constricta*, *Lycium berlandieri*, *Jatropha dioica*, *A. canescens*

El hecho de trabajar solo con las siete especies mencionadas obedece a sugerencias de comité de tesis basado en las especies que resultaron con una frecuencia mayor al 5% en el conteo muestral por parcelas.

Valor de Importancia de las especies

Los indicadores relacionados con el valor de importancia de las especies (IVI) (tabla 2) en el ecosistema restaurado en suelo somero, muestran que *Parthenium incanum* presenta los valores más altos (99.2), seguida de *Atriplex canescens* (45.6).

En suelo profundo (tabla 2), se tiene que *Parthenium incanum*, es la que presenta mayor peso ecológico (105.8), seguida por *Acacia constricta* (46.2). Para el caso del testigo en ambos suelos, *Parthenium incanum* presentó el mayor peso ecológico (98.94), seguida por *Larrea tridentata* (52.04), el resto de las especies mostraron valores menores.

Tabla 2 Valor de importancia (IVI) para las especies representativas del ecosistema en suelo somero

No.	Especie	Suelo Somero		Suelo Profundo	
		Área tratada	Testigo	Área tratada	Testigo
1	<i>P. incanum</i>	99.23	98.94	105.83	98.53
2	<i>L. tridentata</i>	41.08	50.89	44.32	52.04
3	<i>S. ballotaeflora</i>	21.80	23.25	19.84	23.17
4	<i>A. constricta</i>	39.51	47.96	46.21	47.72
5	<i>L. berlandieri</i>	36.89	44.28	34.68	40.67
6	<i>J. dioica</i>	15.92	8.77	10.58	10.26
7	<i>A. canescens</i>	45.57	25.91	38.54	27.62
		300	300	300	300

1) *Parthenium incanum*, *Larrea tridentata*, *Salvia ballotaeflora*, *Acacia constricta*, *Lycium. berlandieri*, *Jatropha dioica*, *Atriplex canescens*.

Abundancia relativa (Ar)

Para la variable de Abundancia relativa, para ambas comunidades con suelo somero y profundo (tabla 3), de determinó que, en el área restaurada con suelo somero, los valores más altos los mostraron *P. incanum* (4477 individuos por hectárea), seguida por *A. canescens* (482 individuos por hectárea). Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo se observa la misma tendencia, resultando *P. incanum* la más abundante (6086 plantas por hectárea), seguida de *A. constricta* (399 individuos por hectárea). En el área testigo con suelo somero se observa una mayor abundancia de *P. incanum* (3362 individuos por hectárea), seguida por *L. berlandieri* (683 plantas por hectárea) mostrando similitud en ambos tipos de suelo para dichas especies.

Tabla 3 Abundancia relativa (Ar) para las especies representativas en el ecosistema restaurado expresada en número de individuos por hectárea

No.	Especies	Suelo somero		Suelo profundo	
		Restauración	Testigo	Restauración	Testigo
1	<i>P. incanum</i>	4477	3362	6086	5200
2	<i>L. tridentata</i>	264	502	325	575
3	<i>S. ballotaeflora</i>	159	417	131	307
4	<i>A. constricta</i>	305	412	399	430
5	<i>L. berlandieri</i>	293	683	236	628
6	<i>J. dioica</i>	235	344	185	73
7	<i>A. canescens</i>	482	31	392	20

Frecuencia de especies

Para la variable de Frecuencia relativa, en ambas comunidades con suelo somero y profundo (tabla 4), se tiene que, en el área restaurada con suelo somero, los valores más altos los mostró *P. incanum* (100%), seguida por *L. tridentata* (83%). Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo se observa a *P. incanum* (100%), seguida de *A. canescens* (84%). En el área testigo con suelo somero se observa una mayor frecuencia para *P. incanum* (100%), seguida de *L. berlandieri* (97%), y para el testigo en suelo profundo se encontró el máximo valor para *P. incanum* (100%) y *A. constricta* (97%).

Tabla 4 Frecuencia Relativa (*Fr*) para las especies representativas en los ecosistemas de interés, expresada en porcentaje de aparición

No.	Especies	Suelo somero		Suelo profundo	
		Restauración	Testigo	Restauración	Testigo
1	<i>P. incanum</i>	100	100	100	100
2	<i>L. tridentata</i>	83	94	80	96
3	<i>S. ballotaeflora</i>	57	76	61	67
4	<i>A. constricta</i>	56	92	90	97
5	<i>L. berlandieri</i>	73	97	71	93
6	<i>J. dioica</i>	58	60	41	39
7	<i>A. canescens</i>	79	13	84	43

Dominancia relativa

Para la variable de dominancia relativa (*Dr*) (tabla 5), en ambas comunidades con suelo somero y profundo (tabla 9), se registró que, en el área restaurada con suelo somero, los valores más altos los mostraron *A. constricta* (90.00 m²), seguida por *A. canescens* (84.50 m²). Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo se observa a *L. tridentata* (77.37m²) seguida de *A. constricta* (74.12 m²) En el área testigo con suelo somero se observa una mayor dominancia de *L. tridentata* (64.75 m²) seguida de *A. constricta* (60.87 m²) y, para el testigo en suelo profundo se encontró el máximo valor para *A. constricta* (84.50 m²) y, posteriormente *L. tridentata* (73.12 m²).

Tabla 5 Dominancia relativa (*Dr*) de las especies representativas del ecosistema monitoreado, expresada en porcentaje

No.	Especies	Suelo somero		Suelo profundo	
		Restauración	Testigo	Restauración	Testigo
1	<i>P. incanum</i>	28.50	22.5	26.00	30.00
2	<i>L. tridentata</i>	77.75	64.75	77.37	73.12
3	<i>S. ballotaeflora</i>	30.50	23.25	20.37	20.25
4	<i>A. constricta</i>	90.00	60.87	74.12	84.50
5	<i>L. berlandieri</i>	67.50	46.37	56.37	56.37
6	<i>J. dioica</i>	2.50	1.76	1.32	1.97
7	<i>A. canescens</i>	84.50	0.00	54.37	0.00

Para la variable de dominancia relativa (Dr), en ambas comunidades con suelo somero y profundo, se registró que en el área restaurada con suelo somero, los valores más altos los mostraron *A. constricta* (90.00 m²), seguida por *A. canescens* (84.50 m²). Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo se observa a *L. tridentata* (77.37m²) seguida de *A. constricta* (74.12 m²) En el área testigo con suelo somero se observa una mayor dominancia de *L. tridentata* (64.75 m²) seguida de *A. constricta* (60.87 m²) y, para el testigo en suelo profundo se encontró el máximo valor para *A. constricta* (84.50 m²) y, posteriormente *L. tridentata* (73.12 m²).

A su vez, se tiene que *L. tridentata* y *A. constricta* muestran una tendencia similar sobre el resto de las especies a la observada por Pequeño *et al.* (2012) quienes reportan una dominancia marcada con *Vachellia farnesiana* y *Prosopis glandulosa* sobre el resto de la comunidad en el matorral espinoso tamaulipeco, con el 74% de la dominancia absoluta, mientras el 26% está dividido entre las especies restantes.

Para el caso de la comparación entre las comunidades estudiadas, se tiene que existió diferencia significativa ($P \leq 0.05$) entre tipo de suelo, como una respuesta a la disponibilidad de nutrientes. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Alanis *et al.* (2008), quienes observaron diferencias significativas al comparar áreas de matorral espinoso con diferente historial de manejo. En relación con la diversidad de especies (DE), se obtuvo que los valores para el área revegetada resultaron ser ligeramente menores en comparación de sus testigos para ambos tipos de suelo, sin embargo, en cuanto a la especie de interés (*A. canescens*), se observó que es la especie mayormente favorecida, con un diferencial de 707% y 943% para área tratada en suelo somero y profundo, respectivamente. Para la variable de Valor de Importancia de las especies (IVI), se determinó que *Atriplex canescens* resultó ser la especie más relevante, seguida por *Parthenium incanum*, en relación con el resto de las especies, éstas observaron un ligero descenso con la aplicación del tratamiento.

Análisis de varianza para el total de tratamientos y sus testigos en las comunidades en estudio.

Los resultados obtenidos en relación con el análisis de varianza (tabla 6) permiten demostrar que existe diferencia significativa ($P < .05$) entre bloques, y diferencia altamente significativa ($P < .01$) para tipos de suelo (factor B), especies (factor C) y las interacciones entre tratamiento vs especies (A x C) y tipos de suelo vs especies (B x C) lo cual pone de manifiesto el efecto de los tratamientos y tipo de suelo sobre las especies que conforman la comunidad en estudio.

Lo anterior permite asumir que la diferencia encontrada en tipos de suelo (factor B) es debida a una mayor disponibilidad de capa arable en suelo profundo, lo cual trae como

consecuencia una mayor disponibilidad de nutrientes y un mayor desarrollo del sistema radical de las especies en cuestión. Para el caso de la diferencia estadística entre especies (factor C), se infiere que ésta se deriva de la presencia de especies dominantes en el ecosistema como lo es el caso de *P. incanum* sobre el resto de la comunidad. En referencia a la diferencia encontrada entre tratamientos y especies (A x C), se tiene que existen especies que se ven más favorecidas con la aplicación de la práctica en cuestión como lo son *J. dioica* y *A. canescens*, ya que éstas son especies disclímax, las cuales responden a la generación de un disturbio y otras que presentaron mejor desarrollo en la parcela testigo como lo son *A. constricta* y *L. berlandieri*. Las cuales mantienen valores superiores en las parcelas testigo a comparación de las áreas tratadas debido a su capacidad de desarrollo y propagación en suelos poco disturbados y que muestran cierto grado de compactación. Para la interacción entre tipos de suelo vs especies (B x C), se infiere un efecto similar a la interacción anterior (A x C) ya que la profundidad de suelo favorece a especies como *P. incanum*, *A. Constricta* y *A. canescens* ya que son especies que desarrollan mejor en suelos más profundos a comparación del resto de las especies representativas del ecosistema.

Tabla 6.- Análisis de varianza para las comunidades y tratamientos implicados en el presente estudio.

F. V.	G. L.	S. C.	C. M.	F.	P > F.
Bloques	3	1299568.0000	433189.343750	3.1417	0.029
Factor A	1	283816.0000	283816.0000	2.0618	0.151
Factor B	1	1167062.0000	1166072.0000	8.4212	0.005
Factor C	6	275863040.00	45977172.0000	334.0122	0.000
A x B	1	7352.0000	7352.0000	0.0534	0.813
A x C	6	4255352.0000	709225.3125	5.1523	0.000
B x C	6	6175880.0000	1029313.3125	7.4777	0.000
A x B x C	6	349160.0000	58193.332031	0.4228	0.862
Error	81	11149744.0000	137651.15625		
Total	111	300549984.0000			

C. V. 35.5636 %.

La tabla 7 muestra los resultados de la comparación de medias en suelo somero, dentro de lo cual se destaca que *P. incanum* con 4477 individuos por hectárea, es diferente estadísticamente ($P < .05$) en suelo somero a su misma especie en el área testigo. El

resto de las especies no muestran diferencias significativas entre sí para ambas comunidades, sin embargo, se observa una disminución notoria en el área tratada a comparación con el testigo, lo cual indica que el tratamiento limitó la diversidad del resto de las especies en el ecosistema debido a la remoción de la vegetación original en el sitio con suelo marginal.

Tabla 7: Comparación de medias de las especies en el área tratada vs testigo con suelo somero (Tukey = 909.9111)

No.	Especies	Restauración vs Testigo	
1	<i>P. incanum</i>	4477 a	3362 b
2	<i>L. tridentata</i>	264 a	502 b
3	<i>S. ballotaeflora</i>	159 a	417 b
4	<i>A. constricta</i>	305 a	412 b
5	<i>L. berlandieri</i>	293 a	683 b
6	<i>J. dioica</i>	235 a	344 b
7	<i>A. canescens</i>	482 a	31 b

Tabla 8: muestra los resultados de la comparación de medias de las especies en el área tratada vs testigo con suelo profundo, dentro de lo cual se destaca que *P. incanum* en suelo profundo y su testigo son diferentes estadísticamente ($P < .05$) con 6086 y 5200 plantas por hectárea, a su vez, el resto de la comunidad, mostró una tendencia al decremento con el efecto del disturbio generado a partir del ecosistema de referencia.

Tabla 8: Comparación de medias de las especies en el área tratada vs testigo con suelo profundo (Tukey = 909.9111)

No.	Especies	Restauración vs Testigo	
1	<i>P. incanum</i>	6086 a	5200 b
2	<i>L. tridentata</i>	325 a	575 b
3	<i>S. ballotaeflora</i>	131 a	307 b
4	<i>A. constricta</i>	399 a	430 b
5	<i>L. berlandieri</i>	236 a	628 b
6	<i>J. dioica</i>	185 a	73 b
7	<i>A. canescens</i>	392 a	20 b

CONCLUSIÓN

Los resultados derivados de la determinación de Diversidad de Especies a través del Índice de Shannon demuestran que la diversidad resulto mayor en las áreas testigo a comparación de las parcelas tratadas, como una respuesta al efecto de disturbio generado con el preclareo así como la construcción de curvas a nivel realizadas para la implementación de las plántulas de *A. canescens* en el área experimental, sin embargo

cuando se llevó a cabo la comparación de medias para tratamientos, se determinó que no existe diferencia significativa entre éstos. A su vez La revegetación con *A. canescens* en ambos tipos de suelo no impacta al ecosistema en estudio, por lo cual es pertinente su aplicación para mejorar el incremento en la producción forrajera y la diversidad animal, con base a sus atributos forrajeros y nutricionales.

En el sentido ecológico, es pertinente concluir qué a 10 años de haber sido aplicada la técnica de rehabilitación en el ecosistema de estudio, un ligero impacto sobre las especies arbustivas representativas de la comunidad rehabilitada respecto a Diversidad (DE) y Valor de Importancia (IVI) de las especies, razón por la cual es recomendable la revegetación con *Atriplex canescens* en ecosistemas con características similares existentes en el Sur del Desierto Chihuahuense, sin comprometer ni poner en riesgo la diversidad de los mismos.

A pesar de observar una menor biodiversidad en las áreas tratadas, no es pertinente afirmar de manera categórica que la práctica realizada afecta negativamente al ecosistema en cuestión hasta no obtener la información de un segundo monitoreo (a 20 años) o incluso una tercera medición (a 30 años), datos que nos permitirán determinar si en realidad se generó un impacto negativo sobre las poblaciones presente, ya que éstas especies presentan ciclos de vida que fluctúan entre 15 y 25 años.

RECOMENDACIÓN

Para fines productivos, es pertinente recomendar a la especie *Atriplex canescens* (costilla de vaca) como una excelente alternativa forrajera, especialmente para rumiantes mayores (bovinos) y menores (ovinos y caprinos), en los pastizales del Norte de México ubicados, al Sur del Desierto Chihuahuense, siempre y cuando no se lleven a cabo prácticas destructivas de preparación de cama de siembra, tratando de evitar erosión del suelo presente en cada ecosistema en particular.

LITERATURA CITADA

AGUIRRE C, Hoth J, Lafón A. 2012. Estrategia para la conservación de los pastizales del Desierto Chihuahuense. *Nature Conservancy*. <http://www.nature.org/HASH01bdd0a3e68cf84652938337>

ALANÍS-RODRÍGUEZ E, Jiménez-Pérez J, Aguirre-Calderón O, Treviño-Garza E, Jurado-Ybarra E, González-Tagle M. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 11(1):56-62. ISSN: 2007-1175. <http://www.cienciauanl.uanl.mx/>

ALANÍS-RODRIGUEZ E, Jiménez-Pérez J, Tagle G, Yerana-Yamallel JI, Cuellar-

Rodríguez LG, Mora-Olivo A. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton (Buenos Aires)*. 82 (2):185-191. Versión On-line ISSN 1851-5657. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1851-56572013000200005&lng=es&tlng=es.

ALANÍS-RODRÍGUEZ E, Mora-Olivo A, Jiménez-Pérez J, González-Tagle MA, Yerena-Yamallel JI, Martínez-Ávalos JG, González-Rodríguez LE. 2015. Composición y diversidad del matorral desértico rosetófilo en dos tipos de suelo en el noreste de México. *Acta Botánica Mexicana* (110):105-117. Versión On-line ISSN 2448-7589; Versión impresa ISSN 0187-7151. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S018771512015000100005&lng=es&tlng=es

BOYD CS, Davies KW. 2010. Shrub microsite influences post-fire perennial grass establishment. *Rangeland Ecology & Management*. 63(2):248-252. <https://doi.org/10.2111/REM-D-09-00025.1>

CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2012. Matorrales. Biodiversidad Mexicana. México. <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/Matorral.html>

FRECKLETON RP, Watkinson AR, Rees M. 2009. Measuring the importance of competition in plant communities. *Journal of Ecology*. 97:379–384. doi:10.1111/j.1365-2745.2009.01497.x

GOOGLE (Google Earth), 2011. <https://www.google.com/earth/>

GRANADOS-SÁNCHEZ D, Sánchez-González A, Granados-Victorino RL, Borja de la Rosa A. 2011. Ecología de la vegetación del desierto chihuahuense. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 27(SPE):111-130. Versión On-line ISSN 2007-4018; Versión impresa ISSN 2007-3828. <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.10.102>

GUTIERREZ GM. 2008. Impacto antropogénico en la región prioritaria para la conservación “El Tokio”, en el altiplano mexicano. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares, Nuevo León, México. <http://www.uanl.mx/universidad/escuelas-y-facultades.html>

JIMÉNEZ-PÉREZ J, Alanís-Rodríguez E, González-Tagle MA, Aguirre-Calderón OA, Treviño-Garza EJ. 2013. Characterizing regeneration of woody species in areas with different land-history tenure in the tamaulipan thornscrub, Mexico. *Southwestern Naturalist*. 58(3):299–304. ISSN: 0038-4909. <http://www.nal.usda.gov/>

MAGURRAN AE. 1989. Diversidad ecológica y su medición (No. 574.5 M32Y).

<http://posgrado.chapingo.mx/posgrado/mcagroforesteria/web/bibliotecac.html>

MOLINA-GUERRA VM, Pando-Moreno M, Alanís-Rodríguez E, Canizales-Velázquez, PA, González-Rodríguez H, Jiménez-Pérez J. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*. 4(3):361-371. Versión On-line ISSN 2448-6698; Versión impresa ISSN 2007-1124. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S200711242013000300007&lng=es&nrm=iso

MORA-DONJUÁN CA, Jiménez Pérez J, Alanís-Rodríguez E, Rubio-Camacho EA, Yerena-Yamallel JI, González-Tagle MA. 2013. Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4(17):124-137. versión impresa ISSN 2007-1132. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S20071132201300030012&lng=es&nrm=iso

MUÑOZ-REYES JL. 2011. La relación competencia-densidad y su efecto en el crecimiento de los bosques naturales del estado de Durango, México. *Doctoral Dissertation*. Universidad Autónoma de Nuevo León, México. <http://www.uanl.mx/universidad/escuelas-y-facultades/fcf.html>

PATTON CP. 1962. A note on the classification of dry climates in the Koeppen system. *Journal of California Geographical Society* 3:16. <http://hdl.handle.net/10211.2/2248>

PEQUEÑO-LEDEZMA MA, Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, González-Tagle MA, Yerena-Yamallel JI, Cuellar-Rodríguez G, Mora-Olivo A. 2012. Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Ciencia UAT* 7(1):48-53. ISSN: 2007-7858. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v7i1.39>

SHANNON CE. (1949). Weaver W. The mathematical theory of communication. *University of Illinois Press. Urbana*. 104107. <https://illinois.edu/academics/>

SPELLERBERG IF, Fedor PJ. 2003. A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the ‘Shannon–Wiener’ Index. *Global Ecology and Biogeograph*. 12(3):177-179. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00015.x>