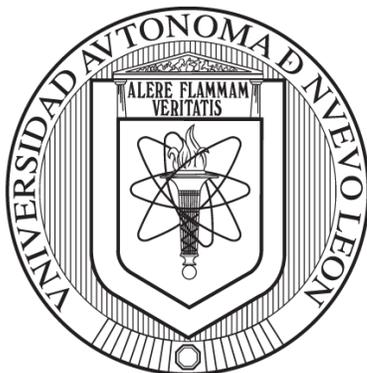


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN**

**FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



**EFFECTO DE UNA OBRA DE CONSERVACIÓN DE SUELO EN LA  
RESTAURACIÓN DE LA COSTRAS BIOLÓGICA DEL SUELO Y  
SU IMPACTO EN LAS FUNCIONES DEL ECOSISTEMA**

**POR:**

**OMAR ALEJANDRO DORIA TREVIÑO**

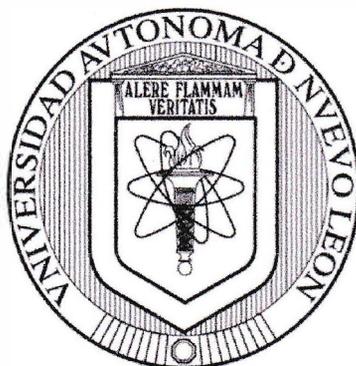
Como requisito parcial para obtener el grado de  
**DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS  
NATURALES**

Linares, N.L.

Diciembre, 2022

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN**

**FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



**EFFECTO DE UNA OBRA DE CONSERVACIÓN DE SUELO EN LA  
RESTAURACIÓN DE LA COSTRAS BIOLÓGICA DEL SUELO Y  
SU IMPACTO EN LAS FUNCIONES DEL ECOSISTEMA**

**POR:**

**OMAR ALEJANDRO DORIA TREVIÑO**

Como requisito parcial para obtener el grado de  
**DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS  
NATURALES**

Linares, N.L.

Diciembre, 2022

Declaro que la presente investigación es original y se desarrolló para obtener el grado de Doctor con Orientación en Manejo de Recursos Naturales; donde se utiliza información de otros autores, se otorgan los créditos correspondientes.

A handwritten signature in blue ink, reading "Omar A. Doria T.", is positioned above a solid horizontal line.

**MC. OMAR ALEJANDRO DORIA TREVIÑO**

Diciembre del 2022

EFFECTO DE UNA OBRA DE CONSERVACIÓN DE SUELO EN LA  
RESTAURACIÓN DE LA COSTRAS BIOLÓGICA DEL SUELO Y  
SU IMPACTO EN LAS FUNCIONES DEL ECOSISTEMA

**Aprobación de tesis**



---

Dra. Marisela Pando Moreno  
Directora



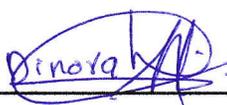
---

Dr. Luis Gerardo Cuéllar Rodríguez  
Codirector



---

Dr. Humberto González Rodríguez  
Asesor



---

Dra. Dinorah O. Mendoza Aguilar  
Asesor



---

Dra. Maritza Gutiérrez Gutiérrez  
Directora externa

## **Agradecimientos**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico brindado para llevar a cabo el presente estudio.

A la Dra. Marisela Pando Moreno por el apoyo brindado, por toda su disposición, sus comentarios, consejos y sugerencias para la realización y culminación del presente trabajo.

Al Dr. Gerardo Cuéllar Rodríguez, por todo el apoyo y aportes realizados durante la realización y culminación de este estudio

A la Dra. Dinorah Mendoza Aguilar por su asesoría para la identificación de las CBS, su apoyo y siempre disposición.

Al Dr. Humberto González Rodríguez y Dra. Maritza Gutiérrez Gutiérrez por el apoyo brindado y el tiempo dedicado a cada revisión.

A todas aquellas personas por su apoyo y participación en los monitoreos realizados en campo.

A la comunidad del Ejido las Barretas por su amabilidad y recibimiento durante cada visita al área de estudio.

A la Facultad de Ciencias Forestales, al laboratorio de Entomología y personal de la facultad por el apoyo brindado desde el inicio y hasta la culminación de este proyecto.

## **Dedicatoria**

*A toda mi familia, en especial para mi esposa por creer en mí, por su comprensión y apoyo, así como a todas las personas que me ayudaron en la realización de esta tesis.*

# ÍNDICE

Capítulo	Página
ÍNDICE .....	iii
ÍNDICE DE CUADROS.....	vi
ÍNDICE DE FIGURAS .....	ix
RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	3
1. INTRODUCCIÓN.....	5
2. HIPÓTESIS .....	8
3. OBJETIVOS .....	8
4. CAPÍTULOS.....	9
4.1. CAPÍTULO I .....	9
LA RESTAURACIÓN FUNCIONAL DE LOS ECOSISTEMAS ÁRIDOS Y SEMIÁRIDOS.....	9
4.1.1. Resumen .....	9
4.1.2. Abstract .....	10
4.1.3. Marco teórico .....	11
4.2. CAPÍTULO II .....	18

<b>EFFECTO DE UNA OBRA DE CONSERVACIÓN DE SUELO EN EL PATRÓN DE DISTRIBUCIÓN DE LA VEGETACIÓN Y FUNCIONALIDAD DEL ECOSISTEMA.....</b>	<b>18</b>
4.2.1. Resumen .....	18
4.2.2. Abstract .....	19
4.2.3. Introducción .....	21
4.2.4. Materiales y Métodos .....	23
4.2.4.1. Área de estudio .....	23
4.2.4.2. Método .....	24
4.2.5. Resultados y Discusión.....	30
4.2.5.1. Cobertura de suelo .....	30
4.2.5.2. Cobertura de suelo por subárea .....	31
4.2.5.3. Diversidad y frecuencia de especies .....	33
4.2.5.4. Estructura espacial de la vegetación .....	36
4.2.5.5. Funcionalidad del paisaje .....	40
4.2.5.6. Índice de estabilidad.....	43
4.2.5.7. Índice de infiltración.....	47
4.2.5.8. Índice de reciclaje de nutrientes .....	50
4.2.6. Conclusiones .....	53
<b>4.3. CAPÍTULO III .....</b>	<b>55</b>
<b>EFFECTO DE UNA OBRA DE CONSERVACIÓN DE SUELO EN LA RESTAURACIÓN DE LA COSTRA BIOLÓGICA DEL SUELO .....</b>	<b>55</b>

4.3.1. Resumen .....	55
4.3.2. Abstract .....	56
4.3.3. Introducción .....	58
4.3.4. Materiales y Métodos .....	61
4.3.4.1. Área de estudio .....	61
4.3.4.2. Método de muestreo.....	63
4.3.5. Resultados y Discusión.....	66
4.3.6. Conclusiones .....	70
<b>5. Conclusiones Generales.....</b>	<b>71</b>
<b>6.BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>72</b>

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro</b>	<b>Página</b>
<b>Cuadro 1. Indicadores utilizados para evaluar la condición de la superficie del suelo e índices de función con los cuales se relacionan. ....</b>	<b>28</b>
<b>Cuadro 2. Rangos y valores máximos posibles de cada índice de funcionalidad del paisaje. ....</b>	<b>29</b>
<b>Cuadro 3. Porcentaje de cobertura interceptada del suelo por subáreas de acuerdo a la presencia (ACCS) o no (T) de obras de conservación de suelo. ....</b>	<b>32</b>
<b>Cuadro 4. Especies arbustivas presentes en el área con obras de conservación de suelo (ACCS) y en el testigo (T). ....</b>	<b>34</b>
<b>Cuadro 5. Frecuencia de especies presentes en ACCS y en el testigo (T).</b>	<b>35</b>
<b>Cuadro 6. Atributos que contribuyen a interrumpir, desviar o absorber la escorrentía superficial en un área con obras de conservación de suelo (ACCS) y el testigo sin obras de conservación de suelo (T). ....</b>	<b>37</b>
<b>Cuadro 7. Atributos que contribuyen a interrumpir, desviar o absorber la escorrentía superficial analizados por subáreas (suelo profundo, suelo somero y afloramiento de lutita) para cada condición: área con obras de conservación de suelo (ACCS) y área sin obras de conservación de suelo (T). ....</b>	<b>38</b>

**Cuadro 8. Valores de los índices de funcionalidad del paisaje para el área con obras de conservación de suelo (ACCS) y el área testigo (T). Letras iguales en las líneas indican que no hay diferencias significativas ( $P \leq 0.05$ ).**

.....41

**Cuadro 9. Valores promedio por subárea para cada indicador. Comparación por pares entre ACCS y área testigo (t de student  $\alpha=0.05$ ).** .....42

**Cuadro 10. Resultados del análisis de Kruskal Wallis comparando el índice de estabilidad del suelo entre las subáreas. Cada fila prueba la hipótesis nula que las distribuciones de la Muestra 1 y la Muestra 2 son iguales. El nivel de significación es de 0.05. Los valores de significación se han ajustado mediante la corrección Bonferroni para varias pruebas. L= lutita D=dentro del ACCS, SS= suelo somero, SP= suelo profundo, F= fuera del ACCS o testigo.....46**

**Cuadro 11. Resultados del análisis de Kruskal Wallis comparando el índice de infiltración entre las subáreas. Cada fila prueba la hipótesis nula que las distribuciones de la Muestra 1 y la Muestra 2 son iguales. El nivel de significación es de 0.050. Los valores de significación se han ajustado mediante la corrección Bonferroni para varias pruebas. L= lutita D=dentro del ACCS, SS= suelo somero, SP= suelo profundo, F= fuera del ACCS o testigo.....48**

**Cuadro 12. Resultados del análisis de Kruskal Wallis comparando el índice de reciclaje de nutrientes entre las subáreas. Cada fila prueba la hipótesis nula que las distribuciones de la Muestra 1 y la Muestra 2 son iguales. El nivel de significación es de 0.050. Los valores de significación se han**

ajustado mediante la corrección Bonferroni para varias pruebas. L= lutita  
D=dentro del ACCS, SS= suelo somero, SP= suelo profundo, F= fuera del  
ACCS o testigo.....51

Cuadro 13. Valor promedio y error estándar de las variables de cobertura  
del suelo en áreas con acciones de conservación de suelo (ACCS) y áreas  
testigo (T). Letras diferentes en las filas indican valores estadísticamente  
diferentes ( $P \leq 0.05$ ).....67

Cuadro 14. Valores promedio y error estándar obtenidos por subárea para  
cada variable. Letras diferentes en las filas indican valores  
estadísticamente diferentes ( $P \leq 0.05$ ). .....69

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura</b>	<b>Página</b>
<b>Figura 1. Proceso de degradación y restauración funcional (Adaptado de: Jamsranjav <i>et al.</i>, 2018; Lammerant <i>et al.</i>, 2013; Whisenant, 1999).....</b>	<b>14</b>
<b>Figura 2. Ubicación del área de estudio y subdivisión de la misma en: i) suelo profundo (color verde), ii) suelo somero (color amarillo) y iii) afloramiento de lutita (color rojo) en el área con obras de conservación de suelo (ACCS) y su contraparte en áreas sin obras de conservación de suelo o áreas testigo (T).....</b>	<b>24</b>
<b>Figura 3. Registro de cobertura interceptada mediante la técnica de puntos de contacto. ....</b>	<b>25</b>
<b>Figura 4. Registro de distancia entre los parches vegetados e interparches de suelo desnudo donde existe arrastre de recursos.....</b>	<b>26</b>
<b>Figura 5. Valores del índice de estabilidad para cada subárea. La línea roja indica el valor máximo posible para este índice en condiciones óptimas del ecosistema. L= lutita D=dentro del ACCS, SS= suelo somero, SP= suelo profundo, F= fuera del ACCS o testigo. Letras diferentes en las columnas indican diferencias significativas (<math>P \leq 0.05</math>). ....</b>	<b>45</b>
<b>Figura 6. Valores del índice de infiltración para cada subárea. La línea roja indica el valor máximo posible para este índice en condiciones óptimas del ecosistema. L= lutita D=dentro del ACCS, SS= suelo somero, SP= suelo</b>	

profundo, F= fuera del ACCS o testigo. Letras diferentes en las columnas indican diferencias significativas ( $P \leq 0.05$ ). .....49

Figura 7. Valores del índice de reciclaje de nutrientes para cada subárea. La línea roja indica el valor máximo posible para este índice en condiciones óptimas del ecosistema. L= lutita D=dentro del ACCS, SS= suelo somero, SP= suelo profundo, F= fuera del ACCS o testigo. Letras diferentes en las columnas indican diferencias significativas (0.05). .....52

Figura 8. Establecimiento de transecto en el área testigo.....63

Figura 9. Transecto y lugares en los que se ubicaron los marcos reticulados para el levantamiento de datos. El punto rojo indica el lugar en el cual se registraba la variable.....64

Figura 10. Se muestra levantamiento de datos en subárea de lutita y el detalle del lugar donde se realizaba el muestreo en la intersección. ....65

Figura 11. Levantamiento de datos de cuadrante en el área testigo de la subárea de suelo profundo, observándose la presencia de CBS. ....66

Figura 12. Una de las CBS encontradas en los cuadrantes de muestreo de morfotipo líquen. ....68

## RESUMEN

En los ecosistemas áridos y semiáridos, la vegetación suele estar distribuida en forma de agregados donde se concentran el agua, suelo y nutrientes. Estos agregados o parches de vegetación, aunados al microclima que ahí se genera, pueden proporcionar microambientes favorables para la revegetación logrando un mejor funcionamiento del ecosistema. La restauración en estos ecosistemas involucra diferentes tipos de obras y acciones con la finalidad de devolverle su funcionalidad al ecosistema. En el presente estudio se evaluó el efecto de una obra de conservación de suelo (zanjas trinchera) realizada hace tres años en el Ejido Las Barretas, Linares, N. L., con la finalidad de restaurar un terreno que se encontraba degradado por sobrepastoreo. El área se ubica en un ecosistema semiárido conformado por matorral bajo espinoso. Para esta investigación, se estableció un total de 130 transectos distribuidos al azar sobre la superficie del área de estudio y un área testigo para evaluar las características de los parches vegetados y de los interparches que permiten calcular los índices de funcionalidad del paisaje. Se registró más suelo desnudo (61%) y más presencia de roca (27%) en el área testigo que en el área con obras de conservación de suelo. Las coberturas de herbáceas y pastos fueron ligeramente mayores en el área con obras de conservación que en el testigo. El área con obras de conservación tiene parches más pequeños pero más continuos, lo anterior queda evidenciado por el mayor índice de suelo desnudo que resultó en el área sin obras de conservación. La cobertura a nivel de suelo (herbáceas, hojarasca, pastos) parece ir incrementándose en las áreas donde se

realizaron obras de conservación de suelo. Adicionalmente, se evaluó la cobertura de costras biológicas del suelo, para lo cual se estableció un total de 18 transectos de 15 m de largo, tres repeticiones por subárea (lutita, somero y profundo) de cada área (ACCS y testigo). En cada transecto se colocaron tres cuadrantes de 0.25 m<sup>2</sup> (50 x 50 cm) y, en cada cuadrante, se colocó un marco cuadrado para tener un total de 16 puntos de contacto por cuadrante. Tanto la cobertura de líquenes, como la de cianobacterias y musgos fue igual en el ACCS y el área T y tampoco presentaron diferencias al compararlas entre subáreas. Quizás el tiempo transcurrido desde la realización de las obras de conservación del suelo no ha sido suficiente para que se presente una cobertura de CBS estadísticamente mayor en el ACCS; si bien los valores de cobertura de líquenes son 10 veces mayores (2.31%) en ACCS que en el área Testigo (0.23%).

**Palabras clave:** degradación; semiáridas; obras de conservación de suelo; interparches; funcionalidad del paisaje; costras biológicas del suelo.

## ABSTRACT

In arid and semi-arid ecosystems, vegetation is usually distributed in the form of a patch distribution where water, soil and nutrients are concentrated. These aggregates or patches of vegetation, together with the microclimate generated there, can provide favorable microenvironments for revegetation, achieving a better functioning of the ecosystem. Restoration in these ecosystems involves different types of works and actions in order to restore the ecosystem's functionality. In the present study, the effect of a soil conservation work (trench ditches) carried out three years ago in the Ejido Las Barretas, Linares, N. L., was evaluated with the purpose of restoring a piece of land that was degraded by overgrazing. The area is located in a semi-arid ecosystem formed by low thorny scrub. For this research, a total of 130 randomly distributed transects were established over the surface of the study area and a control area to evaluate the characteristics of the vegetated patches and inter-patches that allow the calculation of landscape functionality indexes. There was more bare soil (61%) and more rock (27%) in the control area than in the area with soil conservation works. Herbaceous and grass cover was slightly higher in the area with conservation works than in the control area. The area with conservation works has smaller but more continuous patches, as evidenced by the higher index of bare soil in the area without conservation works. The ground level cover (herbaceous, leaf litter, grasses) seems to be increasing in the areas where soil conservation works were carried out. Additionally, the biological crust cover of the soil was evaluated, for which a total of 18 transects

of 15 m long were established, three replicates per subarea (shale, shallow and deep) of each area (ACCS and control). Three 0.25 m<sup>2</sup> (50 x 50 cm) quadrats were placed in each transect and, in each quadrat, a grid frame was placed for a total of 16 contact points per quadrat. Both lichen, cyanobacteria and moss cover were equal in the ACCS and area T, and also showed no differences when compared between subareas. Perhaps the time elapsed since the soil conservation works were carried out has not been sufficient for a statistically higher CBS cover in the ACCS; although the lichen cover values are 10 times higher (2.31%) in ACCS than in the control area (0.23%).

**Key words:** degradation; semi-arid; soil conservation works; interpatches; landscape functionality; biological soil crusts.

## 1. INTRODUCCIÓN

Las comunidades vegetales de un ecosistema representan la base sobre la cual se establecen las redes tróficas, debido a que el suelo les proporciona soporte físico, nutrientes y agua, es por ello por lo que las relaciones suelo-vegetación son clave en los procesos tanto de degradación como de recuperación, cuando se inicia el proceso de deterioro de las propiedades del suelo, se dificulta su recuperación natural debido a las bajas tasas de formación del suelo (Lal *et al.*, 2012).

Debido a estos factores y a que las zonas áridas y semiáridas son más vulnerables a la desertificación por la escasez de agua la Convención de Naciones Unidas para la Lucha contra la Desertificación (1994), reconoció que las zonas áridas y semiáridas presentan mayor vulnerabilidad al cambio climático.

Las plantas cuentan con la capacidad de alterar las condiciones ambientales a su alrededor y con ello modifican los flujos de recursos y la energía dentro del ecosistema (Schlesinger y Pilmanis, 1998), esta capacidad presenta relevancia en las zonas áridas y semiáridas, debido a que en estos ecosistemas en donde la vegetación se presenta en manchas dispuestas en una matriz de suelo desnudo (Puigdefábregas y Sánchez, 1996), en las zonas que presentan parches vegetados se incrementa la productividad y diversidad de los ecosistemas semiáridos (Aguiar y Sala, 1999).

En las zonas áridas y semiáridas los estudios sobre los procesos eco-hidrológicos que se llevan a cabo en las zonas de parches e interparches han llevado a concluir que los parches acumulan más agua en el suelo, además de contar con una mayor infiltración y desarrollo de vegetación que en las áreas de

interparches, los parches de plantas arbustivas, arbustivas con herbáceas y los que se conforman de gramíneas se ha demostrado son más efectivos para ayudar en mejorar la calidad del suelo, así como las funciones del ecosistema (Molaeinasab *et al.*, 2021).

Para evaluar las funciones del ecosistema es importante analizar estas zonas que presentan parches vegetados, lo cual se puede lograr mediante una técnica conocida como patrón de la distribución de la vegetación (Read *et al.*, 2016), este a su vez se le puede ligar a la evaluación del éxito de los programas de restauración, los cuales muchas veces no cumplen con los objetivos esperados (Odedra, 1996). La principal causa de ello es la falta de consideración de otros elementos bióticos y abióticos que integran los ecosistemas como las costras biológicas del suelo o bien que no se consideran factores como el monitoreo.

Además de la vegetación que conforma los parches, se encuentran las costras biológicas del suelo (CBS) las cuales representan un papel muy importante debido a que ayudan en la retención del suelo (Zhang *et al.*, 2010) y contribuyen en el aumento de la fertilidad del suelo (Belnap, 2002), ya que ayudan en la conservación de los nutrientes resultando benéfico para las plantas (Delgado-Baquerizo *et al.*, 2013).

Las CBS se componen de varios organismos y se encuentran presentes en las primeras capas del suelo. Estos organismos son algas verdes, musgos, líquenes y cianobacterias (Belnap y Gardner, 1993); los beneficios que brindan las CBS a las plantas es la disponibilidad del nitrógeno, ya que se encargan de la fijación de este en el suelo y con ello se encuentre disponible para que las plantas puedan utilizarlo (Mayland y McIntosh, 1966).

La estructura de la costra tanto interna como externa cambia por lo cual propicia diferentes tipos de costra, esto depende del organismo dominante en la asociación (Castillo-Monroy y Maestre, 2011), aquellas CBS en las que dominan las cianobacterias presentan una amplia distribución en las zonas áridas y semiáridas debido a la gran resistencia con la que cuentan a las altas temperaturas y baja humedad (Vitousek *et al.*, 2002).

En procesos de desertificación las CBS se han identificado como bioindicadores (Bowker *et al.*, 2006), si las costras se mantienen los procesos de degradación del suelo, así como el avance de la desertificación se pueden reducir, debido a que son consideradas de importancia en los procesos de restauración de los ecosistemas áridos y semiáridos (Bowker, 2007).

## **2. HIPÓTESIS**

- La funcionalidad del ecosistema mejora al realizar obras de conservación de suelo.
- La cobertura y la diversidad de la CBS es mayor en el área con obras de conservación de suelo que en la zona adyacente sin protección.<sup>3</sup>

## **3. OBJETIVOS**

- Evaluar los parámetros indicadores de la funcionalidad del ecosistema.
- Determinar cobertura y diversidad de CBS en sitios con obras de conservación de suelo y sin estos.

## **4. CAPÍTULOS**

### **4.1. CAPÍTULO I**

#### **LA RESTAURACIÓN FUNCIONAL DE LOS ECOSISTEMAS ÁRIDOS Y SEMIÁRIDOS**

(Enviado para consideración de publicación al Boletín de la Sociedad Científica Mexicana de Ecología)

##### **4.1.1. Resumen**

En los ecosistemas áridos y semiáridos la vegetación se presenta, regularmente, en forma discontinua, siguiendo un patrón de parches vegetados y espacios de suelo desnudo entre áreas vegetadas (interparches). Estos últimos actúan como fuente de agua, sedimentos y nutrientes para los parches vegetados. La concentración de recursos edáficos (nutrientes, agua, suelo) y el microclima asociados a los parches de vegetación pueden proporcionar microambientes favorables para la revegetación con especies de interés logrando un mejor funcionamiento del ecosistema. De ahí que, la restauración funcional de estos ecosistemas deberá considerar, primordialmente, los atributos de los parches de vegetación existentes en el área, tales como la cantidad de estos por unidad de área, su tamaño y distribución espacial. Los parches de vegetación preexistentes en el área, tienen un gran potencial, como punto de partida, en la restauración

funcional de los ecosistemas áridos y semiáridos al contribuir a la retención de recursos limitantes en estas zonas como agua, suelo y nutrientes y, con ello, favorecer el establecimiento de la vegetación.

**Palabras clave:** retención de recursos, degradación de los ecosistemas, tierras secas, resiliencia de ecosistemas.

#### **4.1.2. Abstract**

In arid and semi-arid ecosystems, vegetation regularly occurs discontinuously, following a pattern of vegetated patches and bare soil spaces between vegetated areas (interpatches). The latter act as a source of water, sediment and nutrients for the vegetated patches. The concentration of edaphic resources (nutrients, water, soil) and the microclimate associated with patches of vegetation can provide favorable microenvironments for revegetation with species of interest, achieving a better functioning of the ecosystem. Hence, the functional restoration of these ecosystems should primarily consider the attributes of the existing patches of vegetation in the area, such as number per unit area, size and spatial distribution. The pre-existing patches of vegetation in the area have great potential, as a starting point, in the functional restoration of arid and semi-arid ecosystems by contributing to the retention of limiting resources in these areas such as water, soil and nutrients and, with this, favor the establishment of vegetation.

**Keywords:** retention of resources, ecosystem degradation, dry lands, ecosystem resilience.

#### **4.1.3. Marco teórico**

El constante crecimiento de la población humana, el aumento de sus necesidades y de las actividades extractivas y productivas realizadas, han traído consigo un incremento en la presión sobre los recursos naturales. Esto ha ocasionado fragmentación de los ecosistemas, contaminación y pérdida de hábitats para muchas especies, lo que se significa una degradación de los ecosistemas, generando un impacto negativo en la biodiversidad y resiliencia de los ecosistemas, así como en el bienestar humano (Bouley *et al.*, 2015). La restauración ecológica es el principal medio para recuperar la pérdida y la degradación de los ecosistemas (SER, 2004) y si se realiza adecuadamente, tiene un potencial considerable para proteger la biodiversidad, mejorar la salud y el bienestar de las personas, aumentar la seguridad alimentaria y del agua, proporcionar bienes y servicios, prosperidad económica, apoyar a la mitigación del cambio climático y a la resiliencia de los ecosistemas (Gann *et al.*, 2019).

Las tierras secas, que incluyen ecosistemas áridos, semiáridos y subhúmedos, cubren el 40% de la superficie terrestre y dan sustento a más de dos mil millones de personas, muchas de ellas a nivel de subsistencia (MEA, 2005). Estos sistemas almacenan más del 45% del carbono terrestre, sustentan el 50% de la ganadería (Allen-Diaz *et al.*, 1996) y albergan más de un tercio de los focos de

biodiversidad (Myers *et al.*, 2000), todos estos a escala mundial. La escasa y variable precipitación, así como otros factores de estrés como la baja disponibilidad de nutrientes en el suelo, hacen de las tierras secas uno de los biomas más susceptibles a la degradación con efectos en el cambio climático global (Reynolds *et al.*, 2007). Las estimaciones más conservadoras indican que entre el 10 y el 20% de las tierras secas del mundo están degradadas (MEA, 2005) debido a prácticas de uso de suelo no sustentables, situación que se ve agravada por las condiciones climáticas adversas de estas áreas. Esta degradación trae consigo una disminución en la prestación de servicios ambientales, inseguridad alimentaria, conflictos sociales y una reducción en la resiliencia de los ecosistemas a las condiciones climáticas extremas propias de estas áreas (Yirdaw *et al.*, 2017).

En la restauración, la manipulación del orden de llegada de las plantas, o de los grupos de plantas, puede dar lugar a comunidades que difieren en estructura y función, lo que, junto con otros filtros bióticos y abióticos puede ayudar a conseguir las comunidades vegetales deseadas (Weidlich *et al.*, 2021). Aunque los conocimientos científicos que proporcionan información esencial para diseñar y ejecutar proyectos de restauración ecológica proceden de investigación básica y aplicada (desde la economía hasta las ciencias sociales, físicas y biológicas), existen importantes omisiones en las respuestas bióticas y abióticas a los tratamientos de restauración (Gann *et al.*, 2019).

Existen diferentes términos que son utilizados, en ocasiones de manera indistinta, para hablar de la recuperación de algunos atributos de los ecosistemas degradados. Por ejemplo: restauración pasiva, reemplazo, rehabilitación y restauración activa. Si bien cada uno de estos términos han sido ampliamente

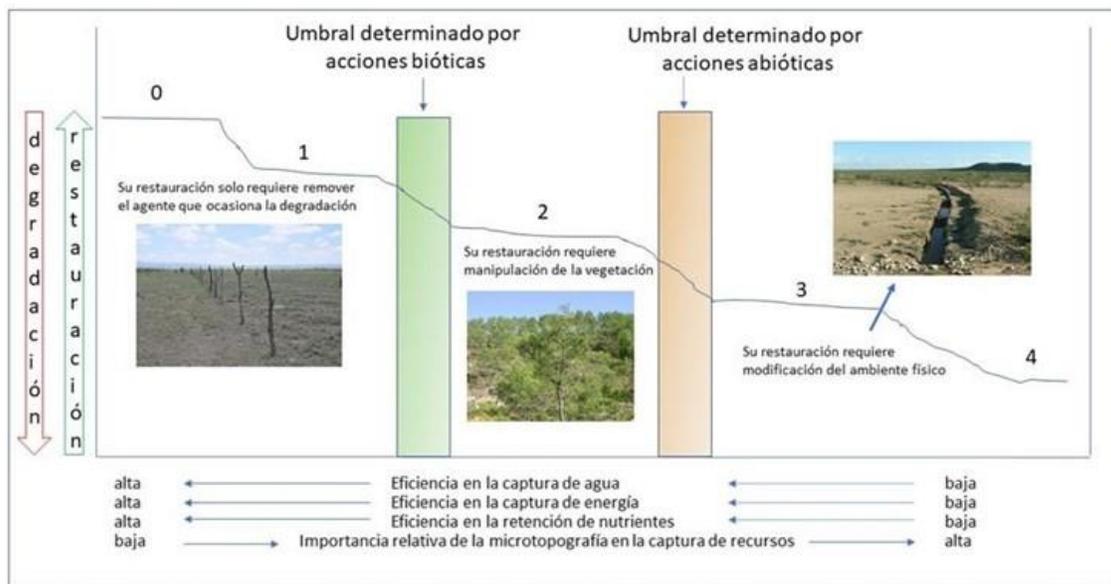
utilizados por quienes se dedican al estudio de la restauración de ecosistemas, no hay una coincidencia total en los límites entre uno y otro (Primack *et al.*, 2001).

Por ejemplo, Yirdaw y colaboradores (2017) comentan de las medidas de rehabilitación como parte de un proyecto de restauración. Bastow (2017) define la restauración como la acción de regresar la vegetación a su estado original y que la rehabilitación “reconoce que la vegetación será permanentemente alterada, pero busca regresar a una comunidad autosustentable de plantas nativas que sea lo más cercana posible a la original”. La Sociedad de Restauración Ecológica (SER, 2004) define la rehabilitación como el proceso de restablecer grados de funcionalidad del ecosistema en sitios degradados donde la generación de bienes y servicios no es el propósito de la restauración.

La restauración ecológica ha sido descrita como una “actividad intencional que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sustentabilidad” (SER, 2004). Otros autores la han definido como una actividad que ayuda a la recuperación de ecosistemas que han sido degradados o destruidos, así como a la conservación de aquellos que se encuentran intactos (UNEP, 2021).

La degradación de los ecosistemas no es un proceso lineal, como tampoco lo es su restauración, ambos siguen una serie de etapas, con umbrales más o menos definidos: La primera etapa (indicada como 0 en la Figura 1) equivale a la ausencia de degradación, donde la producción vegetal y su composición fluctúan solo en función del clima. La etapa 1 corresponde a la situación donde las condiciones abióticas son satisfactorias y los procesos y funciones del ecosistema están en excelente o buena condición. En la etapa 2, las condiciones abióticas aún

son satisfactorias, pero se presenta interrupción en algunos procesos o funciones ecológicas, ya sea a nivel de sitio o de paisaje; por ejemplo, una disminución en la biodiversidad o en la abundancia de especies clave para el ecosistema. En general, en esta fase, los cambios bióticos son irreversibles por sí mismos. En las etapas 3 y 4 las condiciones abióticas están fuertemente afectadas y en el paisaje predominan los hábitats artificiales, hay pérdida de la productividad, pérdida de suelo, desbalances hidrológicos o cambios en las propiedades físicas o químicas del suelo o del agua. Cuando el ecosistema se ha degradado hasta llegar a la etapa 3 o 4, el establecimiento o manejo de la vegetación no será suficiente para su restauración y se requiere modificar el medio físico, generalmente el suelo; de ahí que se hable de un umbral determinado por acciones abióticas (Figura 1).



**Figura 1. Proceso de degradación y restauración funcional (Adaptado de: Whisenant, 1999; Lammerant *et al.*, 2013; Jamsranjav *et al.*, 2018).**

Los suelos de las zonas áridas y semiáridas se caracterizan por un escaso contenido de materia orgánica lo que repercute en una baja estabilidad de los agregados del suelo. Asimismo, en muchas ocasiones se presenta alta compactación del suelo y, por ende, baja infiltración del agua de lluvia lo que, en su conjunto, conduce a una alta erodabilidad de esos suelos. La escasa cobertura vegetal, con amplios espacios de suelo desnudo, incrementa la susceptibilidad a la erosión en estas áreas (Reynolds *et al.*, 2007).

Debido a ello, es común que los procesos de degradación en las zonas áridas y semiáridas afecten las condiciones bióticas y abióticas del sitio, particularmente el suelo, aunque también el medio atmosférico y el hídrico y, para su restauración, se requiere de intervenciones en el suelo. El enfoque holístico se considera la mejor forma de abordar la restauración de un ecosistema ya que involucra el funcionamiento integrado de los procesos físicos, químicos y biológicos, así como las relaciones entre estos (Heneghan *et al.*, 2008). En el enfoque se debe considerar tanto el funcionamiento de la biota del ecosistema, como el ambiente físico o abiótico que la sostiene, donde aspectos como la hidrología, el clima, el relieve y las propiedades físicas y químicas del suelo son altamente relevantes (SER, 2004). Un suelo sano posee una macro y microbiota activa y proporciona numerosos servicios ecológicos. Su degradación reduce o imposibilita la prestación de esos servicios, particularmente, la retención de suelo, el almacenamiento de carbono, la retención de nutrientes (Cerretelli *et al.*, 2017) y la recarga de acuíferos. Mediante la restauración de los suelos es posible devolver a estos una parte de su estructura, su composición y, principalmente, sus funciones; sin embargo, esto dependerá del grado de perturbación que hayan sufrido. Nsikani y colaboradores (2018)

mencionan el concepto de “legado del suelo” para definir el nivel de perturbación de un suelo en función de las características físicas, químicas, biológicas y sus funciones que permanecen después de la perturbación al ecosistema. Los autores lo establecen como requisito para planificar las actividades de restauración y enfatizan cómo los efectos de este “legado” pueden representar barreras para la restauración. Por ejemplo, si un suelo ha sufrido una fuerte salinización o una severa erosión, esto representará una barrera que hay que afrontar previo a las demás acciones para la restauración del ecosistema. Igualmente, los cambios en la vegetación durante los procesos de restauración tienen un impacto en las propiedades del suelo y el tipo de restauración que se realice puede acelerar o retardar la recuperación de las funciones que se desea tener en el suelo. Los suelos acumulan cantidades significativas de carbono (C) en la forma de materia orgánica; se ha estimado que es 3.5 veces mayor que el contenido de C en todas las plantas terrestres (Lal, 2004). Sin embargo, ciertas prácticas inadecuadas de uso de suelo aceleran la pérdida de la materia orgánica del suelo causando disminuciones del 20 al 67% del C almacenado en el suelo (Wei *et al.*, 2014). Yang y colaboradores (2019) encontraron que la restauración con pastos de la etapa tardía de la sucesión y leguminosas llevó a una tasa de acumulación de carbono 200% mayor que durante la sucesión natural en el sitio y sugieren que la restauración con alta diversidad de plantas puede contribuir notablemente al incremento en la tasa de acumulación de carbono en suelos degradados.

Las zonas áridas cuentan con una amplia variación espacial y temporal en la disponibilidad de sus recursos bióticos y abióticos; variación que está determinada mayormente por las fluctuantes e impredecibles precipitaciones de estas áreas. En

estas zonas, la vegetación se presenta en forma discontinua siguiendo un patrón de dos fases compuesto por parches vegetados e interparches de suelo desnudo (Noy Meir, 1973). Ambas fases están relacionadas funcionalmente en sistemas de fuente-destino donde los interparches actúan como fuente de agua, sedimentos y nutrientes para los parches vegetados (Aguilar y Sala, 1999). De ahí que, la restauración funcional de estos ecosistemas deberá considerar, primordialmente, los atributos de los parches de vegetación existentes en el área, tales como la cantidad por unidad de área, tamaño y distribución espacial (Ludwig y Tongway, 1995). Las condiciones edáficas y de microclima creadas por estos parches de vegetación suelen generar microambientes favorables para el establecimiento de especies vegetales de interés (Cortina y Vallejo, 1999; Vallejo *et al.*, 2012). El uso de estos parches de vegetación preexistentes en el área, como punto de partida en la restauración funcional, tiene un gran potencial en los ecosistemas áridos y semiáridos al favorecer el establecimiento de la vegetación, incrementar su cobertura y, por ende, reducir el riesgo de erosión del suelo.

## 4.2. CAPÍTULO II

### EFFECTO DE UNA OBRA DE CONSERVACIÓN DE SUELO EN EL PATRÓN DE DISTRIBUCIÓN DE LA VEGETACIÓN Y FUNCIONALIDAD DEL ECOSISTEMA

#### 4.2.1. Resumen

En este trabajo se analiza si las obras de conservación de suelo y reforestación realizadas hace tres años en el área de estudio se ven reflejadas en una mejor funcionalidad del paisaje. La funcionalidad del paisaje se evaluará utilizando parcialmente el método conocido como Landscape Function Analysis (LFA) bajo el precepto de que un paisaje es funcional cuando es capaz de retener sus recursos (suelo, agua, nutrientes) sin importar las redistribuciones internas. El ejido “Las Barretas”, donde se realizó esta investigación, se localiza a 12 km al este de la cabecera municipal de Linares, Nuevo León. Se establecieron 130 transectos para obtener porcentaje de cobertura total y frecuencia relativa de cada tipo de cobertura. Asimismo, se evaluaron los atributos que contribuyen a interrumpir, desviar o absorber la escorrentía superficial y los materiales transportados. Para ello, se midió el largo y ancho de los parches vegetados y la longitud de los interparches sin vegetación. Se registró mas suelo desnudo (61%) y más presencia de roca (27%) en el área testigo que en el área con obras de conservación de suelo. Las coberturas de herbáceas y pastos fueron ligeramente mayores en el área con obras de conservación que en el testigo. El largo y el ancho medio de los parches

son significativamente mayores en el area testigo, sin embargo tambien es mayor el largo medio del interparche lo que significa una mayor superficie de suelo desnudo expuesta a riesgo de erosión. El área con obras de conservación tiene parches más pequeños pero más continuos, lo anterior queda evidenciado por el mayor índice de suelo desnudo que resultó en el área sin obras de conservación. La cobertura a nivel de suelo (herbáceas, hojarasca, pastos) parece ir incrementándose en las áreas donde se realizaron las obras de conservación de suelo.

**Palabras clave:** interparche; matorral espinoso tamaulipeco; parche; semiárido.

#### **4.2.2. Abstract**

This work analyzes whether the soil conservation and reforestation actions carried out three years ago in the study area are reflected in a better functionality of the landscape. The functionality of the landscape will be evaluated partially using the method known as Landscape Function Analysis (LFA) under the precept that a landscape is functional when it is able to retain its resources (soil, water, nutrients) regardless of internal redistributions. The “Las Barretas” ejido, where this research was carried out, is located 12 km east of the city of Linares, Nuevo León. One hundred and thirty transects were established to obtain the percentage of total coverage and relative frequency of each type of coverage. Likewise, the attributes

that contribute to interrupting, diverting or absorbing surface runoff and transported materials were evaluated. To achieve this, the length and width of the vegetated patches and the length of the interpatches without vegetation were measured. More bare soil (61%) and more rock presence (27%) were recorded in the control area than in the area with soil conservation works. Herbaceous and pasture covers were slightly higher in the area with conservation actions than in the control. The average length and width of the patches are significantly greater in the control area, however the average length of the interpatches is also greater, which means a greater surface of bare soil exposed to risk of erosion. The area with soil conservation actions has smaller but more continuous patches, the foregoing is evidenced by the higher Bare Soil Index that resulted in the area without conservation works. The coverage at ground level (herbaceous, litter, pasture) seems to be increasing in the areas where soil conservation actions were carried out.

**Key words:** interpatch; patch; semiarid; tamaulipan thorny scrub.

### 4.2.3. Introducción

Los ecosistemas áridos y semiáridos exhiben, típicamente, un patrón espacial de vegetación donde las plantas están agrupadas en parches sobre una matriz de suelo desnudo (Meloni *et al.*, 2020) debido, principalmente, a la limitación del recurso hídrico. La vegetación se presenta en forma discontinua, siguiendo un patrón de dos fases, compuesto por parches vegetados e interparches de suelo desnudo (Noy Meir, 1973). Ambas fases están relacionadas funcionalmente en sistemas de fuente-destino donde los interparches actúan como fuente de agua, sedimentos y nutrientes para los parches vegetados (Aguiar y Sala, 1999). Así, los parches de vegetación determinan la mayoría de los procesos y funciones del suelo en estos ecosistemas (Rodríguez *et al.*, 2018) por lo que es vital la conservación de los atributos de los parches vegetados tales como número, tamaño y distribución espacial (Tongway y Hindley, 2005).

Los estudios sobre los procesos eco-hidrológicos que se producen en las zonas de parches e interparches en diversas zonas áridas han llevado a concluir que los parches acumulan significativamente más agua en el suelo, con mayor infiltración y mayor desarrollo de la vegetación que las áreas de interparches (Ludwig *et al.*, 2005). Asimismo, se ha mostrado que los parches de arbustivas, arbustivas con herbáceas y los de gramíneas son más efectivos para mejorar la calidad del suelo y las funciones del ecosistema que los parches de herbáceas o las zonas de interparches (Molaeinasab *et al.*, 2021).

Tanto la heterogeneidad en las propiedades edáficas, así como la facilitación por parte de los parches de vegetación preexistentes, presentan un gran potencial

para incrementar el establecimiento de especies vegetales en zonas semiáridas (Tongway *et al.*, 2004). La concentración de recursos edáficos y la mejora del microclima asociada a las manchas de vegetación pueden proporcionar microambientes favorables para la re-vegetación con especies de interés que contribuyan, en mayor medida, a un mejor funcionamiento del ecosistema (Vallejo *et al.*, 1999).

El análisis del patrón de distribución de la vegetación puede ser una herramienta efectiva para el monitoreo de las funciones del ecosistema (Read *et al.*, 2016) y, por ende, para evaluar el nivel de éxito de los programas de restauración. El éxito de los programas de restauración efectuados en ecosistemas semiáridos ha sido, en muchas ocasiones, cuestionado (Odedra, 1996) debido a la falta de un monitoreo adecuado, con conocimientos sobre la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas y al no aplicar métodos estandarizados para su monitoreo.

De ahí la relevancia de esta investigación cuyo objetivo es determinar si las obras de conservación de suelo y reforestación realizadas en un área de matorral espinoso tamaulipeco contribuyen a mejorar la funcionalidad del ecosistema. La hipótesis que se plantea es que la funcionalidad del ecosistema mejora al realizar obras de conservación de suelo, evaluada ésta en función de la distribución de las áreas fuente (interparches) y las áreas de destino de los recursos (parches).

#### 4.2.4. Materiales y Métodos

##### 4.2.4.1. Área de estudio

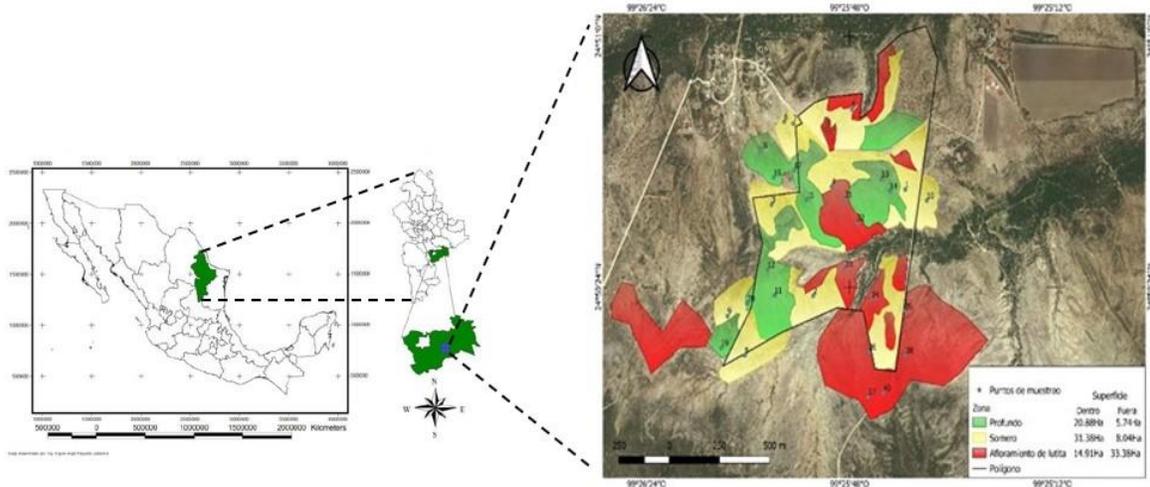
El ejido “Las Barretas”, donde se realizó esta investigación, se localiza a 12 km al este de la cabecera municipal de Linares, Nuevo León, a 5 km al sur de la presa Cerro Prieto, en el noreste de México (Figura 2).

Dentro de los terrenos del ejido se realizó una obra de conservación de suelos en 2016. La obra consistió en el establecimiento de 2865 zanjas trinchera (2.0 m de largo x 0.4 m x 0.4 m) en una superficie de 81 ha y la plantación de un promedio de 450 plántulas por hectárea de huizache (*Vachellia farnesiana*, (L.) Willd.), mezquite (*Prosopis laevigata*; Humb.y Bonpl. ex Willd.), anacahuita (*Cordia boissieri*; A.DC. 1845) y retama (*Parkinsonia aculeata*; L., Sp. Pl., 1:375, 1753), especies nativas del área cuya abundancia ha disminuido por efecto del sobrepastoreo.

Paralelamente a esta área, se seleccionó otra contigua, con las mismas características geomorfológicas y climáticas donde no se ha realizado ninguna obra de conservación de suelo y ahí se establecieron las parcelas testigo. Solamente el área donde se realizaron las obras se encuentra cercada.

En el área predominan los lomeríos suaves que van desde los 280 hasta los 300 msnm (INEGI, 1999), con suelos de textura arcillo limosa y pendientes entre 1 y 5%. El clima es templado semicálido subhúmedo (INEGI, 2008). La precipitación media anual de 682 mm, temperatura máxima de 49°C y mínima de -6°C con una media de 23.3°C. Las principales lluvias se presentan en los meses de mayo y

septiembre (CONAGUA. 2021). La vegetación predominante del área de estudio es matorral espinoso tamaulipeco, con mezquital (INEGI, 1982).



**Figura 2. Ubicación del área de estudio y subdivisión de la misma en: i) suelo profundo (color verde), ii) suelo somero (color amarillo) y iii) afloramiento de lutita (color rojo) en el área con obras de conservación de suelo (ACCS) y su contraparte en áreas sin obras de conservación de suelo o áreas testigo (T).**

#### 4.2.4.2. Método

El área de estudio fue estratificada en 3 subáreas considerando la profundidad de suelo, asociada a una ligera diferencia en las pendientes, con una pendiente promedio de 2%, 2.5% y 3.6% para los suelos profundos, someros y con afloramiento de lutita, respectivamente. En cada subárea, se realizaron transectos de 30 m de largo, de manera perpendicular a la pendiente, a una distancia mínima de 50 m entre ellos. En cada transecto se aplicó el método de puntos de contacto descrito por Mostacedo y Fredericksen (2000) registrando, cada 50 cm, el tipo de cobertura interceptada (especie vegetal arbustiva, biocostra, costra física,

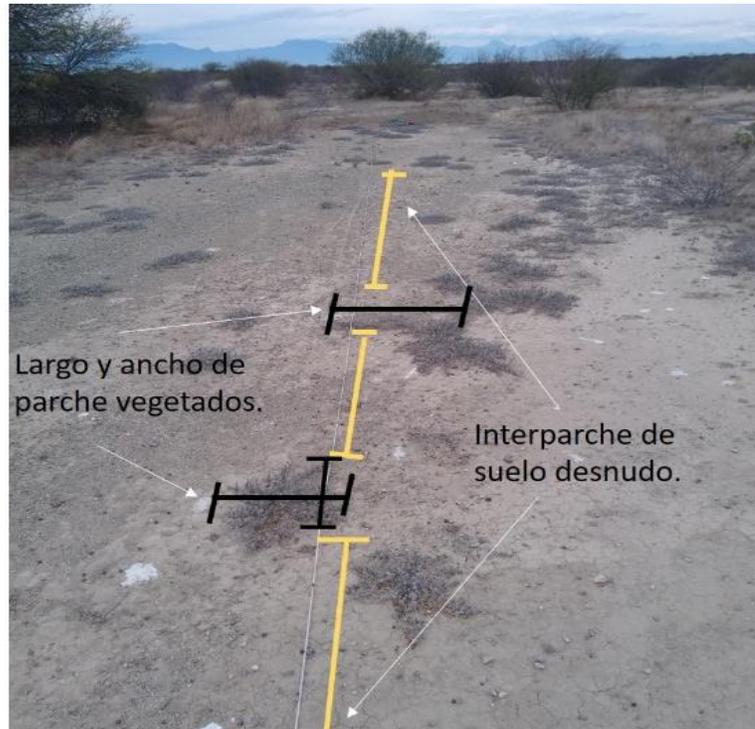
herbácea, hojarasca, pasto, roca y suelo desnudo) para calcular el porcentaje de cobertura total y la frecuencia relativa de cada tipo de cubierta (Figura 3).



**Figura 3. Registro de cobertura interceptada mediante la técnica de puntos de contacto.**

Asimismo, se evaluaron los atributos que contribuyen a interrumpir, desviar o absorber la escorrentía superficial y los materiales transportados. Para ello, se midió el largo y ancho de los parches vegetados y se estimó el largo y ancho medio de ambos (LMP y AMP), así como la longitud de los interparches sin vegetación (Figura 4) para obtener el largo medio de los interparches (LMI). Se estimó también la cobertura basal de vegetación perenne (COB) mediante la suma de las longitudes de cada transecto ocupadas por vegetación perenne o por aquellas especies suficientemente robustas para actuar como pseudo perennes (Tongway y Hindley, 2005). En el caso de árboles y arbustos se consideró, además, la proyección de la copa que recae en el transecto. Esta sumatoria se dividió entre la longitud total del transecto y se multiplicó por 100 para expresarla en porcentaje. El índice de suelo

desnudo (ISD) se calculó a partir de:  $LMI \times [(100 - Cobertura) \div 100]$  (Tongway y Hindley, 2005).



**Figura 4. Registro de distancia entre los parches vegetados e interparches de suelo desnudo donde existe arrastre de recursos.**

Para la determinación del número de transectos se utilizó la fórmula de Bonham (2013), tomando como variable para el pre-muestreo el número de parches de vegetación de los transectos. La ecuación utilizada fue:

$$n = \frac{t^2 \times s^2}{(k \times \bar{X})^2}$$

donde;

n = tamaño de la muestra o número mínimo de muestras requerido por sitio

$t$  = parámetro estadístico  $t$  para un nivel de confianza dado ( $v = 4$ ;  $\alpha = 0.05$ )

$s^2$  = varianza muestral

$k$  = la precisión deseada (0.1, para este caso)

$\bar{X}$  = media muestral

Para describir la condición de la superficie del suelo, siguiendo la metodología propuesta por Ludwig y Tongway (1995), se tomaron los primeros 10 interparches sin vegetación mayores a 40 cm los cuales fueron caracterizados a partir de 9 indicadores que se relacionan a su vez con los tres índices de funcionalidad del paisaje (Cuadro 1): índice de estabilidad del suelo o resistencia a la erosión (IEST), índice de infiltración (IINF) e índice de reciclaje de nutrientes (IRN) (modificado de Tongway y Hindley, 2005).

El Índice de Estabilidad denota la capacidad del suelo para resistir fuerzas erosivas y recuperarse después de una perturbación. El Índice de Infiltración muestra cómo el suelo influye en la cantidad de agua de lluvia que queda disponible para las plantas y la cantidad que se pierde del sistema por escorrentía. El Índice de Ciclo de Nutrientes se relaciona con la eficiencia con la que la materia orgánica se recicla de nuevo en el suelo (Tongway y Hindley, 2005).

A fin de contar con una referencia de la condición de los sitios, se calculó el valor máximo posible de cada índice considerando la condición óptima de cada uno de los indicadores que conforman los índices (Cuadro 2).

**Cuadro 1. Indicadores utilizados para evaluar la condición de la superficie del suelo e índices de función con los cuales se relacionan.**

<b>Indicador</b>	<b>Interpretación</b>	<b>Rangos</b>	<b>Índice de función del paisaje</b>
Cobertura Vegetal	Evalúa en qué grado la superficie resiste el impacto de las gotas de lluvia.	1 - 5	Estabilidad
Cobertura basal de los parches	Evalúa la contribución de los parches para retardar los escurrimientos superficiales.	1 - 5	Infiltración Reciclaje de nutrientes
Cobertura de hojarasca	Evalúa la disponibilidad de restos vegetales para su descomposición y reciclaje de nutrientes.	0 - 5	Estabilidad Reciclaje de nutrientes, infiltración.
Cobertura de costras biológicas	Incluye hongos, algas, líquenes, los cuales estabilizan y ayudan a proteger la superficie del suelo y contribuyen al reciclaje de nutrientes.	0 - 5	Estabilidad Reciclaje de nutrientes.
Rotura de costras	Evalúa en qué grado las costras del suelo están rotas dejando material de suelo suelto disponible para ser erosionado.	0 - 4	Estabilidad
Grado de erosión	Evalúa la naturaleza y severidad de la erosión.	1 - 4	Estabilidad
Resistencia del suelo a disturbio	Evalúa la facilidad con que el suelo puede ser mecánicamente disturbado como para generar material suelto que puede ser erosionado por agua o aire.	1 - 5	Estabilidad Infiltración
Micro-topografía	Evalúa la rugosidad de la superficie dada su capacidad de capturar y retener recursos móviles tales como agua, propágulos, mantillo.	1 - 5	Infiltración Reciclaje de nutrientes
Materiales de deposición	Evalúa la presencia de suelo suelto, no consolidado y/u hojarasca que ha sido arrastrada.	1 - 4	Estabilidad
Estabilidad de agregados	Evalúa la estabilidad del suelo frente a un humedecimiento rápido.	0 - 5	Estabilidad Infiltración
Textura	Evalúa la capacidad de infiltración y almacenamiento de agua	1 - 4	Infiltración

**Cuadro 2. Rangos y valores máximos posibles de cada índice de funcionalidad del paisaje.**

Índice de estabilidad (I EST)		Índice de infiltración (I INF)		Índice de reciclaje de nutrientes (I RN)	
Tipo	Rango	Tipo	Rango	Tipo	Rango
Cobertura Vegetal	1 - 5	Cobertura basal de los parches	1 - 5	Cobertura basal de los parches	1 - 5
Cobertura de mantillo	0 - 5	Cobertura de mantillo	0 - 5	Cobertura de mantillo	0 - 5
Cobertura de costras biológicas	0 - 5	Microtopografía	1 - 5	Cobertura de costras biológicas	0 - 5
Rotura de costras	0 - 4	Estabilidad de Agregados	0 - 5	Microtopografía	1 - 5
2Grado de erosión	1 - 4	Textura	1 - 4		
Estabilidad de agregados	0 - 5				
Valor Máximo:	28	Valor Máximo:	24	Valor Máximo:	20

Las comparaciones de variables entre el área con obras de conservación de suelo (ACCS) y el área sin obras de conservación o testigo (T) se realizaron mediante pruebas de *t* de student ( $\alpha = 0.05$ ). La comparación de los valores de cada índice (estabilidad, infiltración y reciclado de nutrientes) entre las 6 subáreas se hizo

mediante análisis de Kruskal Wallis, ya que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Los valores de significación de esta prueba se ajustaron con la corrección Bonferroni para varias pruebas.

#### **4.2.5. Resultados y Discusión**

El número de transectos determinados por la ecuación para cada sub-área fue: Afloramiento lutita (ACCS) = 11 transectos, Afloramiento lutita (T) = 53, Suelo profundo (ACCS) = 17, Suelo profundo (T) = 8, Suelo somero (ACCS) = 16 y Suelo somero (T) = 25; dando un total de 130 transectos.

##### **4.2.5.1. Cobertura de suelo**

En general, se registró más suelo desnudo ( $P = 0.049$ ) en el área testigo que en el área con obras de conservación de suelo, con porcentajes de 64.2% y 54.8%, respectivamente. La presencia de piedras superficiales, así como la cobertura de costras biológicas fue igual en ambas áreas ( $P = 0.892$  y  $P = 0.336$ ). La cobertura vegetal fluctuó entre 7.56% y 30.90% en el área donde se realizaron acciones de conservación de suelo (ACCS) y entre 21.27% y 26.72 % en el área testigo (T).

Las coberturas de vegetación arbustiva, pastos y hojarasca fueron iguales ( $P = 0.680$ ,  $0.170$  y  $0.693$ , respectivamente) en las áreas donde se realizaron obras de conservación de suelo que en las áreas testigo. Es muy probable que el tiempo que ha transcurrido desde que se realizaron las obras sea insuficiente para que se manifiesten cambios en las abundancias de la vegetación arbustiva y, por ende, en

la acumulación de hojarasca. Sin embargo, la cobertura de herbáceas (8.0%) fue mayor ( $P = 0.047$ ) en el ACCS que en el testigo (3.5%). El incremento de las zonas de cobertura (parches) ha sido documentado por Read y colaboradores (2016) en Australia, en una región con precipitación media anual similar a la zona de estudio. En dicha investigación, implementaron obras de restauración captadoras de agua y al comparar con áreas equivalentes sin obras de restauración reportan un incremento de hasta 60% de cobertura al aumentar el tiempo en que se habían realizado las obras captadoras de agua.

#### 4.2.5.2. Cobertura de suelo por subárea

Al evaluarse la cobertura del suelo por subáreas, se observa que la profundidad del suelo está influyendo fuertemente en la cobertura del mismo, aparentemente en mayor medida que las prácticas de conservación de suelo (Cuadro 3).

La cobertura con costra biológica del suelo fue menor en las áreas donde se realizaron obras de conservación de suelo, excepto para el caso de suelos profundos, si bien al comparar de manera conjunta ACCS y testigo, no se detectan diferencias ( $P = 0.336$ ).

**Cuadro 3. Porcentaje de cobertura interceptada del suelo por subáreas de acuerdo a la presencia (ACCS) o no (T) de obras de conservación de suelo.**

Tipo de cobertura	Suelo profundo		Suelo somero		Afloramiento lutita	
	ACCS	T	ACCS	T	ACCS	T
A	17.5ab	19.6ab	10.3a	10.4ab	4.2a	8.8a
CBS	7.0b	7.7b	2.5a	6.7b	2.0a	3.6ab
CF	0.2a	0.0b	0.0b	0.0b	0.0b	0.0b
HE	8.2b	5.4b	10.0b	3.0a	5.8b	1.9a
HO	8.9b	8.3b	5.0a	1.0a	0.9a	1.3a
P	11.0b	10.4b	6.7b	2.1a	7.0ab	1.3a
R	8.0a	10.4a	17.8ab	22.4ab	34.5b	31.9b
SD	56.7a	67.7ab	57.9a	64.7b	49.7a	60.1b

A: arbusto, CBS: costra biológica, CF: costra física, HE: herbáceas, HO: hojarasca, P: pasto, R: roca, SD: suelo desnudo. Letras diferentes en las filas indican valores estadísticamente diferentes ( $P \leq 0.05$ , donde los valores de significación se ajustaron mediante la corrección Bonferroni para varias pruebas).

Para costra física (CF) la diferencia entre tratamientos ( $P = 0.022$ ) se debió a que solamente en la subárea de suelo profundo con obras de conservación (ACCS) hubo presencia de costra física, por lo que esta subárea fue diferente de todas las demás para esta variable del suelo.

Las diferencias en la pendiente de las tres condiciones de suelo pueden estar influyendo en una mayor escorrentía en aquellas áreas con mayor pendiente (suelo somero y afloramiento de lutita), generando un mayor arrastre del suelo depositado en la superficie tras excavar la zanja trinchera sepultando con ello las posibles costras biológicas que hubiera. El material extraído de la zanja sepulta, desde el

momento de realizar la obra, un área de 2 m<sup>2</sup> por zanja, alterando las funciones originales de ese suelo (Cotler *et al.*, 2015) y la alteración continúa conforme el bordo se erosiona.

La cobertura con herbáceas también presentó diferencias entre los tratamientos y subáreas ( $P < 0.001$ ) con los mayores porcentajes de cobertura en las áreas donde se realizó conservación del suelo (ACCS) e iguales al testigo de suelo profundo.

Las mayores coberturas de hojarasca se encontraron en el suelo profundo, tanto en el área con obras de conservación de suelo, como en el testigo.

#### 4.2.5.3. Diversidad y frecuencia de especies

Se registraron 12 especies arbustivas, nueve en ACCS y nueve en T, teniendo seis especies en común (Cuadro 4).

Al analizarlo por subárea, se observa que, en general, hubo un mayor número de especies en el área testigo, con 8 especies en la subárea de lutita, 5 en el suelo profundo y 7 en el suelo somero contra 5, 5 y 6 respectivamente del área con obras de conservación de suelo (Cuadro 4).

Las tres especies que presentan mayores frecuencias fueron iguales para el área con obras de conservación de suelo y el área testigo: *Vachellia constricta*, *Karwinskia humboldtiana* y *Vachellia rigidula*. La dominancia de estas tres especies vegetales es debida al pastoreo intensivo al que estuvieron sujetas estas áreas, principalmente por ganado caprino y, en menor medida, vacuno, tras lo cual predominan las especies no palatables para el ganado. No se registró ninguna especie en algún estatus de conservación.

**Cuadro 4. Especies arbustivas presentes en el área con obras de conservación de suelo (ACCS) y en el área testigo (T).**

NOMBRE CIENTÍFICO	SUBÁREAS					
	LUTITA		PROFUNDO		SOMERO	
	ACCS	T	ACCS	T	ACCS	T
<i>Vachellia constricta</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	X	X	X	X	X	X
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight et Arn.					X	
<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger		X	X	X	X	X
<i>Calliandra conferta</i> Benth.	X					
<i>Castela texana</i> (Torr. & A.Gray) Rose	X	X		X		
<i>Cordia boissieri</i> (A. DC.)			X	X	X	X
<i>Cylindropuntia</i> sp.		X				X
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.		X				
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	X					
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	X	X	X	X	X	X
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berl.) I.M. Johnst.		X				X
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. Ex Willd.) M.C. Johnst.		X	X		X	X
Total	5	8	5	5	6	7

De manera general, la especie *Vachellia constricta* fue la más frecuente, tanto en el ACCS como en el testigo, con frecuencias de 44.73% y 32% respectivamente (Cuadro 5).

**Cuadro 5. Frecuencia de especies presentes en ACCS y en el testigo (T).**

<b>NOMBRE CIENTÍFICO</b>	<b>NOMBRE COMÚN</b>	<b>ACCS</b>	<b>T</b>
<i>Vachellia constricta</i>	Huisachillo	44.73%	32.00%
<i>Vachellia farnesiana</i>	Huisache	0.73%	0.00%
<i>Vachellia rigidula</i>	Chaparro prieto	13.45%	22.53%
<i>Calliandra conferta</i>	Gatuño	0.36%	0.00%
<i>Castela texana</i>	Chaparro amargoso	1.09%	2.53%
<i>Cordia boissieri</i>	Anacahuita	13.09%	1.89%
<i>Cylindropuntia sp.</i>	Tasajillo	0.00%	1.26%
<i>Forestiera angustifolia</i>	Panalero	0.00%	1.68%
<i>Guaiacum angustifolium</i>	Guayacán	0.36%	0.00%
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	Tullidora	22.91%	18.53%
<i>Leucophyllum frutescens</i>	Cenizo	0.00%	1.26%
<i>Prosopis laevigata</i>	Mezquite	3.27%	18.32%

Sin embargo, al analizarlo por subáreas, se observan diferencias como son por ejemplo, la ausencia de *Vachellia rigidula* y de *Prosopis laevigata* en el ACCS de la subárea de afloramiento de lutita mientras que en el área testigo estas especies presentan frecuencias de 33% y 18.9%.

#### 4.2.5.4. Estructura espacial de la vegetación

Para evaluar los atributos que contribuyen a interrumpir, desviar o absorber la escorrentía superficial y los materiales transportados, se midió el largo medio de los interparches (LMI), largo medio de los parches (LMP) y ancho medio de parches (AMP); asimismo, se estimó el índice de suelo desnudo (ISD) y cobertura (COB). Los atributos que contribuyen a interrumpir, desviar o absorber la escorrentía superficial y los materiales transportados se muestran en el cuadro 6. El LMP y AMP son significativamente mayores en el área testigo, sin embargo, también es mayor el LMI lo que significa una mayor superficie de suelo desnudo expuesta a riesgo de erosión. El área con obras de conservación tiene parches más pequeños pero más continuos, lo anterior queda evidenciado por el mayor ISD que resultó en el área sin obras de suelo. Mayor y Bautista (2012) reportan que al aumentar el tamaño de los espacios de suelo desnudo, la capacidad erosiva de la escorrentía se potencializa como resultado de un incremento en la concentración y velocidad de flujo. De tal manera que las parcelas con obras de conservación de suelo presentan un menor riesgo de exportación de recursos fuera del sistema.

**Cuadro 6. Atributos que contribuyen a interrumpir, desviar o absorber la escorrentía superficial en un área con obras de conservación de suelo (ACCS) y el testigo sin obras de conservación de suelo (T).**

<b>Variable</b>	<b>ACCS</b>	<b>T</b>
LMI	267a	368b
LMP	58a	99b
AMP	61a	96b
COB	21a	23a
ISD	267a	368b

LMI: largo medio de interparches, LMP: largo medio de parches, AMP: ancho medio de parches, COB: cobertura, ISD: índice de suelo desnudo. Letras diferentes en las filas indican valores estadísticamente diferentes (Prueba de *t* de student ,  $P \leq 0.05$ ).

Al analizar los atributos de los parches, de manera diferenciada, para cada subárea (Cuadro 7), se observó que el largo de los interparches (LMI) es mayor en las áreas sin obras de suelo, excepto en la subárea de lutita donde no hubo diferencia significativa entre ambas y es la sub-área donde el largo medio de interparche fue mayor tanto para ACCS como T. Esta es una subárea donde prácticamente no hay suelo lo que explica la dificultad para que se establezca la vegetación.

Tanto el largo, como el ancho medio de los parches (LMP, AMP) fueron mayores en las áreas donde no existen obras de conservación de suelo, excepto para la subárea de suelo profundo donde no hubo diferencia entre el ACCS y el T.

**Cuadro 7. Atributos que contribuyen a interrumpir, desviar o absorber la escorrentía superficial analizados por subáreas (suelo profundo, suelo somero y afloramiento de lutita) para cada condición: área con obras de conservación de suelo (ACCS) y área sin obras de conservación de suelo (T).**

Subáreas	LMI (m)		LMP (m)		AMP (m)		COB (%)		ISD	
	ACCS	T	ACCS	T	ACCS	T	ACCS	T	ACCS	T
Suelo profundo	158.1a	322.2b	70.8a	91.6a	68.6a	100.7a	30a	22a	157.7a	321.7b
Suelo somero	231.1a	358.1b	60.3a	117.6b	64.5a	124.6b	20a	27a	230.7a	357.4b
Afloramiento de lutita	488.1a	380.3a	34.6a	91.0b	42.6a	81.7b	7a	21b	487.8a	379.7a

LMI: largo medio de los interparches, LMP: largo medio del parche, AMP: ancho medio del parche, COB: cobertura, ISD: índice de suelo desnudo. Letras diferentes en las filas indican valores estadísticamente diferentes (prueba de *t* de student,  $P \leq 0.05$ ) de manera independiente para cada variable.

La cobertura basal de la vegetación fue igual en ACCS y T para las subáreas de suelo profundo y suelo somero; solo en la subárea de afloramiento de lutita se presentó diferencia, con un valor mayor de cobertura basal (21%) en el área testigo.

Si bien las variables de largo y ancho medio del parche son significativamente mayores en el área testigo, también lo es el largo medio del interparche, por lo menos en las subáreas de suelo profundo y suelo somero. Esto significa una mayor superficie de suelo expuesta a riesgo de erosión. El área con obras de conservación de suelo muestra que tiene parches más pequeños, pero más continuos. Lo anterior queda también evidenciado por el mayor índice de suelo desnudo que resultó en el área sin obras de conservación de suelo para esas dos subáreas.

Cotler y colaboradores (2013) tras evaluar la recuperación de la productividad del suelo y la regulación del ciclo hidrológico, en un área del centro de México, donde se habían realizado zanjas trinchera como práctica de conservación de suelo

cuatro años atrás, concluyeron que el efecto acumulado de las obras de conservación de suelo no fue positivo. Los parámetros de productividad y regulación del ciclo hidrológico utilizados fueron mejores en las parcelas testigo que en aquellas donde se realizaron obras de conservación de suelo.

En obras de este tipo, como las zanjas trinchera, el suelo excavado queda sobre la superficie del suelo por lo que es muy susceptible a erosionarse. Asimismo, el carbono orgánico de ese suelo queda expuesto a una mineralización acelerada (Geissen *et al.*, 2013) convirtiéndose en una fuente de emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera (FAO, 2017).

A diferencia del estudio que aquí se presenta, donde solo las herbáceas incrementaron su cobertura después de tres años de realizadas las obras de conservación de suelo, en un estudio realizado en Islandia, reportan mayor cobertura de hojarasca, biocostra, pastos y herbáceas, en áreas con solo 2 años de recuperación respecto al control. La cobertura vegetal fue de 10% en las parcelas testigo y de 50%, 77% y 75% después de 2, 5 y 11 años, respectivamente, posteriores a las obras de restauración (Elmarsdottir *et al.*, 2003). La obra de conservación de suelo realizada en el estudio en Islandia consistió básicamente en la aplicación de abono orgánico y fertilizantes inorgánicos en micrositios identificados para favorecer la colonización por especies nativas. Ciertamente, tanto la temperatura como la precipitación difieren notablemente de nuestra área de estudio por lo que sería difícil pretender extrapolar directamente esta práctica que aparenta ser mucho más favorecedora en la recuperación de la funcionalidad del ecosistema. Sin embargo, debe ser tomada en consideración con las debidas adecuaciones.

#### 4.2.5.5. Funcionalidad del paisaje

Los indicadores del suelo se encuentran combinados en tres índices (Estabilidad, Infiltración y Ciclo de nutrientes), los cuales evalúan la funcionalidad del paisaje, es decir, el grado en el que los recursos están siendo retenidos, utilizados y reciclados en el ecosistema (Tongway y Hindley, 2004).

Los valores de los tres índices (Estabilidad, Infiltración y Ciclo de nutrientes) que determinan la funcionalidad del paisaje (IFP) fueron iguales para el área con obras de conservación de suelo (ACCS) y el área testigo (T) (Cuadro 8). En función de los resultados previos, donde el porcentaje de suelo desnudo fue mayor en el área T que en ACCS, se esperaba que esto se viera reflejado en una diferencia en alguno de los Índices. Safaei y colaboradores (2019) encontraron, para una zona semiárida del centro de Irán, un índice de estabilidad más alto en bosques densos que en áreas de agostadero. Esto puede atribuirse a una mayor cobertura de vegetación perenne y hojarasca lo que, además, hace que incremente el índice de reciclaje de nutrientes. Sin embargo, esos mismos autores reportan que bosques con cobertura vegetal menos densa tuvieron índices de funcionalidad similares a los de agostaderos que se encuentran en condiciones moderadamente buenas (Safaei *et al.*, 2019). Sin embargo, los valores reportados por Safaei y colaboradores (2019) para agostadero son muy superiores: 23.7, 27.6 y 15.6 para el índice de estabilidad, infiltración y reciclado de nutrientes, respectivamente, en comparación a los encontrados en este estudio con valores promedio de 16.24, 10.65 y 5.21, lo que pudiera indicar una condición bastante pobre del agostadero.

**Cuadro 8. Valores de los índices de funcionalidad del paisaje para el área con obras de conservación de suelo (ACCS) y el área testigo (T). Letras iguales en las líneas indican que no hay diferencias significativas ( $P \leq 0.05$ ) de acuerdo a la prueba de Kruskal-Wallis.**

Índice	Valor máximo posible del índice	Valor obtenido del índice		Valor de significancia ( $P = 0.05$ )
		ACCS	T	
Estabilidad	37	16.14 ± 2.05a	16.34 ± 2.1a	0.970
Infiltración	29	10.55 ± 0.58a	10.76 ± 0.55a	0.954
Ciclo de nutrientes	20	4.59 ± 1.61a	5.84 ± 1.15a	0.607

Los valores de los Índices fueron ajustados sobre una base de 100 a fin de facilitar la comparación con los resultados de otras investigaciones. Una vez ajustados, los valores promedio fueron: 43.89%, 36.72% y 26.05% para el Índice de Estabilidad, Infiltración y Ciclo de nutrientes. Valores muy semejantes han sido reportados por Ghiloufi *et al.* (2016) para sitios áridos y semiáridos del centro y sur de Túnez dominados por *Stippa tenacissima* con valores que van de 34% a 56% para el Índice de Estabilidad, de 16% a 33% para el de Infiltración y entre 10% y 30% para el Índice de Ciclo de nutrientes.

Otros autores (Maestre y Puche, 2009) aplicaron esta misma metodología propuesta por Ludwig y Tongway (1995) no solo en las áreas de interparches, sino también bajo la copa de especies vegetales perennes dominantes como *Stippa tenacissima* o bajo arbustos en general. Los valores que reportan estos autores para las áreas de suelo desnudo, en suelos calcáreos, difieren de los obtenidos en este estudio. Para el Índice de Estabilidad reportan un valor de 58%, notoriamente más

alto que el obtenido en la presente investigación; sin embargo, los valores para los Índices de Infiltración (25%) y del Ciclo de nutrientes (12%) resultan más bajos.

A fin de detectar si alguno de los indicadores que conforman los índices era mayor en un área que en otra, se analizaron mediante pruebas de *t* de student ( $P = 0.05$ ), cada uno de los 11 indicadores que conforman los índices de funcionalidad (Cuadro 9).

**Cuadro 9. Valores promedio por subárea para cada indicador. Comparación por pares entre ACCS y área testigo (T) Letras iguales en las líneas indican que no hay diferencias significativas ( $P \leq 0.05$ ) de acuerdo a la prueba de *t* de student.**

Indicador	Rango utilizado	Valor promedio en subáreas de afloramiento de lutita		Valor promedio en subáreas de suelo somero		Valor promedio en subáreas de suelo profundo	
		ACCS	T	ACCS	T	ACCS	T
Cobertura de hojarasca	0-5	0.130a	0.458b	0.354a	0.236a	0.131a	0.7b
Estabilidad de agregados	0-5	0.826a	0.158b	1.693a	1.218b	1.5 a	1.2a
Cobertura vegetal	1-5	1.652a	1.700a	1.5a	1.127b	1.684a	2.15b
Cobertura de costras biológicas	0-5	0.043a	1.208b	1.870a	1.527a	0.368a	1.0b
Resistencia del suelo a disturbio (solo en suelo seco)	1-5	3.869a	3.55b	3.129a	3.163a	3.0a	3.2b
Rotura de costras	0-4	0.782a	0.566a	2.5a	2.381a	1.315a	2.45b
Materiales de deposición	1-4	3.975a	3.869b	3.935a	3.490b	3.973a	3.25b
Grado de erosión	1-4	3.347a	3.975b	3.225a	3.181a	3.473a	3.15a
Cobertura basal de los parches	1-5	1.739a	1.933a	1.794a	1.854a	1.815a	1.6a
Micro-topografía o rugosidad del suelo	1-5	1.956a	1.0b	2.387a	3.0b	1.342a	3.0b
Textura*	1-4	2	2	2	2	2	2

\* Este indicador no fue comparado estadísticamente ya que el valor, aun cuando es cuantitativo, obedece a una clase textural cualitativa.

Algunos indicadores como la cobertura de hojarasca y la de costras biológicas fueron mayores en el área testigo de las subáreas de afloramiento de lutita y las de suelo profundo; mientras que la estabilidad de agregados fue mayor en el ACCS que en el testigo en las subáreas de afloramiento de lutita y suelo somero, sin diferencias en las de suelo profundo. Estas inconsistencias hicieron que, al comparar los índices en su totalidad, no hubiera diferencias entre el ACCS y el testigo.

Solamente el indicador de “materiales de deposición” fue más alto, de manera consistente, en el ACCS que en el testigo, independientemente de la subárea de que se tratara (suelo profundo, suelo somero o afloramiento de lutita) (Cuadro 9). Esta condición era esperada debido a que las obras de conservación que se realizaron en el área dejan gran cantidad de suelo expuesto al excavar la zanja trinchera. De acuerdo con Cotler y colaboradores (2015), la cantidad de suelo extraído al momento de la construcción de las zanjas, se encuentra entre las 60 y 123 Mg ha<sup>-1</sup>, suelo que queda susceptible a ser removido con las lluvias o el viento.

Debido a estas observaciones en los indicadores, los IFP fueron contrastados entre subáreas, a fin de determinar si alguna(s) de las subáreas presentaba, en general, mejores condiciones de funcionalidad que las otras.

#### 4.2.5.6. Índice de estabilidad

El valor promedio de las subáreas para el índice de estabilidad fue de 16.24 (Cuadro 8), muy por debajo del valor máximo (37) que puede obtenerse para ese

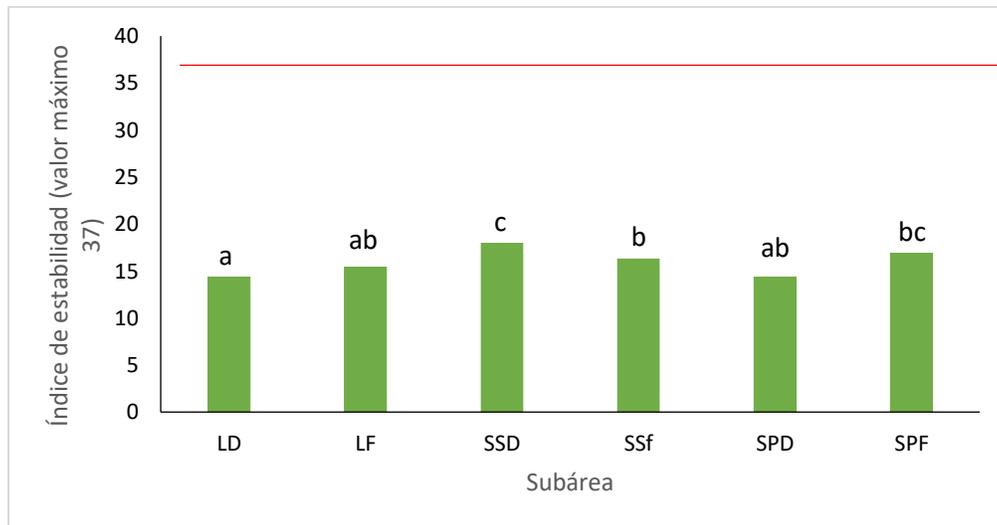
índice en condiciones óptimas de un ecosistema (Figura 5) aunque, como ya se discutió líneas arriba, es similar a lo reportado por otros autores para ecosistemas semiáridos.

Las subáreas de Lutita del ACCS fueron iguales las de Lutita del área Testigo e iguales de las de Suelo profundo del ACCS con los valores más bajos en el índice de Estabilidad del suelo (14.52, 15.44 y 15.59, respectivamente). A su vez, las áreas de Suelo profundo del ACCS fueron iguales a las de Suelo profundo y a las de Suelo somero del área Testigo. Estos datos reflejan que, en lo que respecta a la estabilidad del suelo, el área de suelo profundo donde se realizaron obras de conservación de suelo tiene una estabilidad tan baja como el área testigo.

Las subáreas que presentaron el mayor Índice de Estabilidad (IE) fueron la de Suelo profundo del área Testigo (IE=17.10) y la de Suelo somero del ACCS (IE=18.46) siendo iguales entre sí (Cuadro 10).

Es relevante el hecho de que los sitios de suelo profundo en el ACCS tuvieran un Índice de Estabilidad similar a los sitios que prácticamente carecen de suelo, con afloramiento de lutita. Estos sitios, a pesar de encontrarse en el área con obras de conservación de suelo que incluyen la exclusión del ganado, tuvieron menor cobertura vegetal, menor cobertura de hojarasca y de costras biológicas, menor resistencia del suelo a disturbio y mayor cantidad de materiales de deposición que su correspondiente en el área testigo (Cuadro 9). Como otros autores lo han mencionado, el índice de estabilidad se encuentra relacionado con la cobertura de la vegetación, el mantillo, las CBS y los fragmentos gruesos (Tongway y Hindley, 2004) y, particularmente en las zonas áridas y semiáridas, la presencia de las

costras biológicas del suelo, que en este caso fue escasa, es de importancia para la estabilización del suelo y la prevención de erosión en estos ecosistemas (Evans y Johansen, 1999).



**Figura 5.** Valores del índice de estabilidad para cada subárea. La línea roja indica el valor máximo posible para este índice en condiciones óptimas del ecosistema. L= lutita, SS= suelo somero, SP= suelo profundo, D=dentro del ACCS, F= fuera del ACCS o testigo. Letras diferentes en las columnas indican diferencias significativas ( $P \leq 0.05$ ) de acuerdo a la prueba de Kruskal-Wallis.

**Cuadro 10. Resultados del análisis de Kruskal-Wallis comparando el índice de estabilidad del suelo entre las subáreas. Cada fila prueba la hipótesis nula de que las distribuciones de las subáreas comparadas son iguales. El nivel de significancia es de  $P \leq 0.05$ . Los valores de significación se han ajustado mediante la corrección Bonferroni para varias pruebas. L= lutita D= dentro del ACCS, SS= suelo somero, SP= suelo profundo, F= fuera del ACCS o testigo.**

Subáreas	Estadístico de prueba	Error estándar	Estadístico de prueba estándar	Sig. ajust. <sup>a</sup>
LD-SPD	-28.930	22.361	-1.294	1.000
LD-LF	-34.832	19.266	-1.808	1.000
LD-SSF	-62.311	21.018	-2.965	<b>.045</b>
LD-SPF	-87.957	25.879	-3.399	<b>.010</b>
LD-SSD	-132.226	22.253	-5.942	<b>.000</b>
SPD-LF	-5.901	15.756	-.375	1.000
SPD-SSF	-33.381	17.855	-1.870	.923
SPD-SPF	-59.026	23.383	-2.524	.174
SPD-SSD	103.296	19.293	5.354	<b>.000</b>
LF-SSF	27.480	13.783	1.994	.693
LF-SPF	53.125	20.443	2.599	.140
LF-SSD	97.394	15.601	6.243	<b>.000</b>
SSF-SPF	25.645	22.101	1.160	1.000
SSF-SSD	69.915	17.719	3.946	<b>.001</b>
SPF-SSD	44.269	23.279	1.902	.858

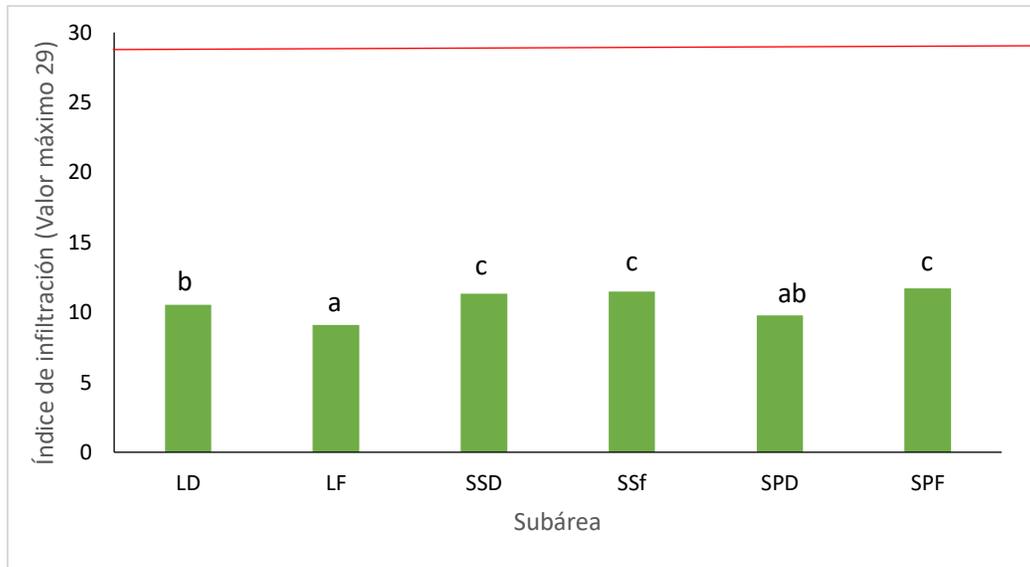
#### 4.2.5.7. Índice de infiltración

En el caso del índice de infiltración, la mayoría de las subáreas fueron diferentes entre sí. Las subáreas que mostraron los valores más altos de índice de infiltración fueron suelo somero en el ACCS, y suelo somero y suelo profundo en el área testigo, con valores de 11.33, 11.47 y 11.7, respectivamente, las cuales fueron iguales entre sí (Cuadro 11). Las subáreas que presentaron los valores más bajos para este índice fueron: la subárea de lutita en el área testigo con un valor de 9.1, la subárea de suelo profundo en el ACCS (9.8) y la subárea de lutita en el ACCS (10.5) y si bien esta última fue estadísticamente diferente a las otras dos. Estos resultados serían de esperarse en las subáreas de afloramiento de lutita donde existe poco suelo y, consecuentemente, poca capacidad de infiltración del agua. Sin embargo, también la subárea de suelo profundo en el ACCS presentó de los valores más bajos con relación a este índice. El valor máximo obtenible para este índice bajo las mejores condiciones del ecosistema en este aspecto es de 29 (Figura 6).

El índice de infiltración está compuesto de 5 indicadores: cobertura basal de parches, cobertura de hojarasca, micro-topografía, estabilidad de agregados y textura. Los dos indicadores que determinaron el bajo Índice de Infiltración en la subárea de suelo profundo en el ACCS (SPD) fueron la escasa cantidad de hojarasca y muy poca rugosidad del suelo. Una rugosidad alta aminora la tasa de pérdida de recursos y disminuye la velocidad del flujo de agua, permitiendo un mayor tiempo para la infiltración (Tongway y Hindley, 2005). La rugosidad alta contribuye, en alguna medida, a la retención de hojarasca, por lo que los bajos valores de ambos están relacionados. De ahí que esta subárea resultó pobre en este índice, contrario a lo que se esperarí en una primera impresión (Cuadro 11).

**Cuadro 11. Resultados del análisis de Kruskal-Wallis comparando el índice de infiltración entre las subáreas. Cada fila prueba la hipótesis nula de que las distribuciones de las subáreas comparadas son iguales. El nivel de significancia es de  $P \leq 0.05$ . Los valores de significación se han ajustado mediante la corrección Bonferroni para varias pruebas. L= lutita D= dentro del ACCS, SS= suelo somero, SP= suelo profundo, F= fuera del ACCS o testigo.**

<b>Subáreas</b>	<b>Estadístico de prueba</b>	<b>Error estándar</b>	<b>Estadístico de prueba estándar</b>	<b>Sig. ajust.<sup>a</sup></b>
LF-SPD	35.872	15.629	2.295	.326
LF-LD	68.523	19.111	3.585	<b>.005</b>
LF-SSD	114.137	15.476	7.375	<b>.000</b>
LF-SSF	122.175	13.672	8.936	<b>.000</b>
LF-SPF	137.825	20.279	6.797	<b>.000</b>
SPD-LD	32.650	22.181	1.472	1.000
SPD-SSD	78.264	19.138	4.089	<b>.001</b>
SPD-SSF	-86.303	17.711	-4.873	<b>.000</b>
SPD-SPF	-101.953	23.195	-4.396	<b>.000</b>
LD-SSD	-45.614	22.074	-2.066	.582
LD-SSF	-53.652	20.849	-2.573	.151
LD-SPF	-69.302	25.671	-2.700	.104
SSD-SSF	-8.038	17.576	-.457	1.000
SSD-SPF	-23.688	23.092	-1.026	1.000
SSF-SPF	15.650	21.924	.714	1.000



**Figura 6. Valores del índice de infiltración para cada subárea. La línea roja indica el valor máximo posible para este índice en condiciones óptimas del ecosistema. L= lutita D= dentro del ACCS, SS= suelo somero, SP= suelo profundo, F= fuera del ACCS o testigo. Letras diferentes en las columnas indican diferencias significativas ( $P \leq 0.05$ ) de acuerdo a la prueba de Kruskal Wallis.**

La cobertura vegetal la subárea de suelo profundo en el ACCS (SPD) no difiere de las demás, ya que todas, excepto la de suelo somero en el área testigo, fueron iguales y mayores a esta última. En la cobertura de mantillo, las subáreas de suelo profundo testigo y lutita testigo tuvieron valores superiores a todas las demás en este indicador y estas últimas fueron iguales entre sí.

La cobertura de mantillo crea microhábitats que albergan hongos, bacterias e invertebrados como termitas y hormigas que ayudan en la formación de suelo (Ayuke *et al.*, 2011), el mantillo cuenta con la capacidad de retener humedad lo cual lo vuelve un micrositio seguro para que germinen las semillas y puedan sobrevivir las plántulas (Hafidi *et al.*, 2013). Asimismo, funge como una capa de protección del suelo debido a que amortigua el impacto de las gotas de lluvia reduciendo la

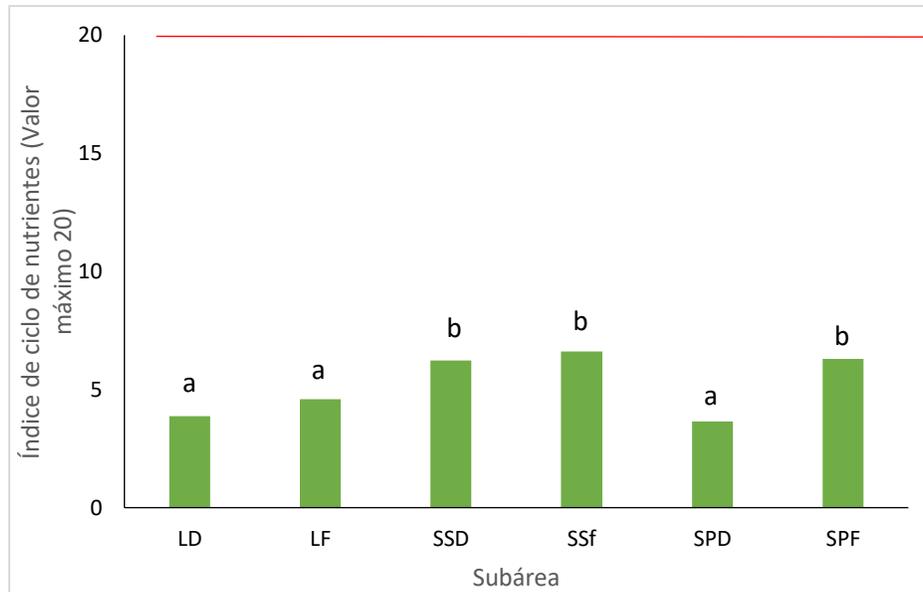
velocidad de los escurrimientos superficiales, evitando con ello la lixiviación, por otro lado, protege contra la erosión causada por acción del viento (Weil y Magdoff, 2004).

#### 4.2.5.8. Índice de reciclaje de nutrientes

En el análisis del reciclaje de nutrientes se conformaron básicamente dos grupos: suelo profundo y suelo de lutita expuesta, ambos del ACCS, así como el suelo de lutita del área Testigo con los valores más bajos para este índice y el segundo grupo con suelo somero del ACCS y suelo profundo y suelo somero del área testigo (Cuadro 12 y Figura 7).

**Cuadro 12. Resultados del análisis de Kruskal-Wallis comparando el índice de reciclaje de nutrientes entre las subáreas. Cada fila prueba la hipótesis nula de que las distribuciones de las subáreas comparadas son iguales. El nivel de significancia es de  $P \leq 0.05$ . Los valores de significancia se han ajustado mediante la corrección Bonferroni para varias pruebas. L= lutita, D= dentro del ACCS, SS= suelo somero, SP= suelo profundo, F= fuera del ACCS o testigo.**

<b>Subáreas</b>	<b>Estadístico de prueba</b>	<b>Error estándar</b>	<b>Estadístico de prueba estándar</b>	<b>Sig. ajust.<sup>a</sup></b>
SPD-LD	11.205	22.256	.503	1.000
SPD-LF	-44.936	15.682	-2.866	.062
SPD-SSD	118.963	19.203	6.195	<b>.000</b>
SPD-SPF	-126.903	23.273	-5.453	<b>.000</b>
SPD-SSF	-131.780	17.771	-7.415	<b>.000</b>
LD-LF	-33.731	19.176	-1.759	1.000
LD-SSD	-107.758	22.149	-4.865	<b>.000</b>
LD-SPF	-115.698	25.757	-4.492	<b>.000</b>
LD-SSF	-120.575	20.919	-5.764	<b>.000</b>
LF-SSD	74.027	15.528	4.767	<b>.000</b>
LF-SPF	81.967	20.347	4.028	<b>.001</b>
LF-SSF	86.844	13.718	6.331	<b>.000</b>
SSD-SPF	-7.940	23.170	-.343	1.000
SSD-SSF	-12.817	17.636	-.727	1.000
SPF-SSF	-4.877	21.998	-.222	1.000



**Figura 7. Valores del índice de reciclaje de nutrientes para cada subárea. La línea roja indica el valor máximo posible para este índice en condiciones óptimas del ecosistema. L= lutita D= dentro del ACCS, SS= suelo somero, SP= suelo profundo, F= fuera del ACCS o testigo. Letras diferentes en las columnas indican diferencias significativas (0.05) de acuerdo a la prueba de Kruskal Wallis.**

El Índice de Reciclaje de Nutrientes está compuesto de 4 indicadores: cobertura basal de parches, cobertura de hojarasca, cobertura de costras biológicas del suelo (CBS) y microtopografía o rugosidad del suelo.

El mantenimiento del mantillo y la materia orgánica son importantes reservorios de carbono en el suelo, y por lo tanto su papel en el ecosistema es considerado un servicio ambiental (Powlson *et al.*, 2011). El aporte de la hojarasca es una función con relevante importancia que brinda la vegetación, debido a que es uno de los principales aportes de nutrientes a la superficie del suelo (Swift *et al.*, 2008; Powlson *et al.*, 2011).

En este caso, fue relevante el hecho de que la cobertura de costras biológicas del suelo fue mayor en las subáreas de lutita y de suelo profundo, ambas del área

testigo y sin diferencias en las subáreas de suelo somero. Esto es debido, seguramente, a la misma naturaleza de las obras que, al quedar expuesto el suelo excavado de las zanjas trinchera, éste fue arrastrado por el agua y el viento y las CBS son indicadoras de estabilidad de la superficie del suelo (Tongway y Hindley, 2005).

Las CBS son altamente relevantes en la funcionalidad del paisaje de las zonas áridas y semiáridas ya que, además de las aportaciones de N que algunas de éstas pueden hacer al suelo, contribuyen notablemente al ciclo de carbono a nivel de ecosistema (Gutiérrez, *et al.*, 2022).

#### **4.2.6. Conclusiones**

Los resultados sugieren que, hasta la fecha, las obras de conservación de suelo realizadas en el ejido Las Barretas no han mejorado significativamente la funcionalidad del ecosistema.

Las dimensiones de los parches vegetados, que son los responsables de la mayor acumulación de agua en el suelo, mayor infiltración y, en consecuencia, mayor desarrollo de la vegetación, fueron mayores en el área testigo que en el área con obras de conservación de suelo; sin embargo, también resultó mayor el largo medio de los interparches, lo que significa una mayor superficie de suelo desnudo expuesta a riesgo de erosión. El área con obras de conservación tiene parches más pequeños, pero más continuos, debido a lo cual el Índice de suelo desnudo (ISD) fue menor en esta área.

La cobertura de herbáceas es mayor en el área con obras de conservación de suelo y aunque se ha demostrado que éstas son las menos efectivas para mejorar las funciones del ecosistema, en comparación con las arbustivas o gramíneas, las herbáceas pueden ser el primer paso para favorecer una mayor infiltración de agua en el suelo, así como un paulatino incremento en la acumulación de materia orgánica a través de la incorporación de la biomasa aérea y radicular de estas especies, por lo regular, anuales.

La especie *Vachellia constricta* fue la más frecuente, tanto en el área con obras de conservación de suelo como en el área testigo.

Los valores de los tres índices (Estabilidad, Infiltración y Ciclo de nutrientes), que determinan la funcionalidad del paisaje, fueron iguales para el área con obras de conservación de suelo (ACCS) y el área testigo (T).

De los indicadores que conforman los Índices, solamente el indicador de “materiales de deposición” fue más alto, de manera consistente, en el ACCS que, en el testigo, independientemente de la subárea de que se tratara (suelo profundo, suelo somero o afloramiento de lutita).

### **4.3. CAPÍTULO III**

## **EFFECTO DE UNA OBRA DE CONSERVACIÓN DE SUELO EN LA RESTAURACIÓN DE LA COSTRA BIOLÓGICA DEL SUELO**

### **4.3.1. Resumen**

Las costras biológicas del suelo (CBS) representan un importante componente en el ecosistema debido a las funciones que prestan, particularmente en las propiedades del suelo. La presencia de las CBS es más común en ecosistemas con escasa cobertura vegetal como los áridos y semiáridos donde aportaciones relativamente bajas de C o N a partir de las CBS pueden representar un aporte significativo al ecosistema. De acuerdo con el organismo dominante en las CBS, éstas presentan características diferentes. En diversos estudios, han sido clasificadas en función del morfotipo en: cianobacterias, líquenes, musgos y hepáticas y es la clasificación utilizada en el presente trabajo. Este estudio se realizó en un área del ejido “Las Barretas”, en Linares, Nuevo León, en el noreste de México, donde se habían realizado obras de conservación del suelo (ACCS) en 2016. Se seleccionó otra área contigua, con las mismas características geomorfológicas y climáticas donde no se ha realizado ninguna obra de conservación de suelo y ahí se establecieron las parcelas testigo (T). Se estableció un total de 18 transectos de 15 m de largo, tres repeticiones por subárea (lutita, somero y profundo) de cada área (ACCS y testigo). En cada transecto se colocaron

tres cuadrantes de 0.25 m<sup>2</sup> (50 x 50 cm) y, en cada cuadrante, se colocó un marco cuadrado para tener un total de 16 puntos de contacto por cuadrante. Los datos recabados de cada cuadrante fueron: Liqueen, Cianobacteria, Musgo, Piedra, Hojarasca, Vegetación (herbácea y pasto) y suelo desnudo. Se determinó el porcentaje de cada variable por cuadrante y por transecto. La cobertura de cianobacterias fue un poco más del doble en el ACCS que en el área testigo y, al analizarlo por subáreas, en el suelo profundo del ACCS se presentó la mayor cobertura de líquenes. Los musgos se encontraron tan solo en una parcela de la subárea de suelo profundo del Testigo.

**Palabras clave:** cianobacteria, líquen, musgo, zanja trinchera.

#### **4.3.2. Abstract**

Biological soil crusts (BSC) represent an important component in the ecosystem due to the functions they provide, particularly in soil properties. BSC's are more commonly present in ecosystems with scarce vegetation cover, such as drylands, where relatively low contributions of C or N from the BSC can represent a significant contribution to the ecosystem. Characteristics of the BSC's differ according to the dominant organism in them. In several studies, they have been classified attending to their morphotype as: cyanobacteria, lichen, moss, and liverwort and this is the classification used in the present work. This study was carried out in an area of the ejido "Las Barretas" in Linares Nuevo León, in northeastern Mexico, where soil

conservation actions (ACCS) had been carried out in 2016. To establish the control plots (T), another adjoining area was selected, with the same geomorphological and climatic characteristics and without conservation practices. A total of 18 transects, 15 m long, were established, with three repetitions per subarea (shale, shallow and deep) of each area (ACCS and control). In each transect, three 0.25 m<sup>2</sup> (50 x 50 cm) quadrants were placed and, in each quadrant, a grid frame was placed to have a total of 16 contact points per quadrant. The data collected from each quadrant were: lichen, cyanobacteria, moss, stone, litter, vegetation (herbaceous and grass) and bare soil. The percentage of each variable was determined per quadrant and per transect. The coverage of cyanobacteria was a slightly more than double in the ACCS than in the control area and, when analyzed by subareas, the deep soil of the ACCS presented the highest coverage of lichens. Mosses were found in only one plot of the control deep soil subarea.

**Keywords:** cyanobacteria, ditch trench, lichen, moss.

### 4.3.3. Introducción

Al analizar la funcionalidad de los ecosistemas mediante el método LFA (por sus siglas en inglés) propuesto por Ludwig y Tongway (1995) se ha reportado que los parches de arbustivas, arbustivas con herbáceas y los de gramíneas son más efectivos para mejorar la calidad del suelo y las funciones del ecosistema que los parches de herbáceas o las zonas de interparches (Molaeinasab *et al.*, 2021). Además de las plantas que conforman los parches, las costras biológicas del suelo (CBS) representan un importante componente en el ecosistema debido a que ayudan a la retención del suelo (Zhang *et al.* 2010) y aumentan la fertilidad del mismo (Belnap, 2002) preservando los nutrientes (Guo *et al.*, 2007). Además, constituye el soporte inicial para que algunos microorganismos que se encuentran en el suelo colonicen (Toledo, 2006), resultando todo esto benéfico para las plantas (Delgado-Baquerizo *et al.* 2013). Las CBS son una asociación conformada entre musgos, líquenes, algas verdes y cianobacterias (Belnap y Gardner, 1993), las cuales se encuentran presentes mayormente en zonas semiáridas (Maestre *et al.* 2002).

La CBS es un componente complejo debido a que se conforma de varios organismos macro y microscopicos, se encuentra presente en las primeras capas del suelo y su presencia es más común en ecosistemas con escasa cobertura vegetal como los áridos y semiáridos (Concostrina-Zubiri *et al.*, 2014). Las CBS pueden aportar carbono y nitrógeno al suelo, además de que, debido a su

estructura, proporciona una mayor estabilidad y protege al suelo de erosión hídrica y eólica (Castillo-Monroy y Maestre, 2011).

De acuerdo con la composición que presenten las CBS es el papel que desarrollan como moduladoras en el funcionamiento del ecosistema (Castillo-Monroy y Maestre, 2011). Dentro de los beneficios que obtiene la vegetación debido a la presencia de las CBS se encuentra la utilización del nitrógeno (N) que es fijado por algunas de las costras en el suelo, (Mayland y McIntosh, 1966); además, Belnap y Lange (2003) demostraron que las hojas de las plantas contenían una mayor cantidad de nutrientes debido a que la vegetación crecía en zonas con presencia de CBS.

La presencia de CBS no solo resulta benéfica para las plantas, también representa un papel importante en el ciclo del C. Cuando se va a cuantificar el flujo de CO<sub>2</sub> es importante determinar el tipo de CBS (Castillo-Monroy y Maestre, 2011) ya que éstas difieren en su capacidad de fijar C o N al suelo. Cuando la CBS está dominada por cianobacterias fotosintetizadoras y el suelo se humedece en época seca, se presentan rápidas tomas de CO<sub>2</sub> atmosférico (Thomas *et al.* 2008), lo cual constituye un aporte considerable al C del suelo particularmente en las zonas áridas y semiáridas (Cable y Huxman, 2004). La importancia del estudio de la cobertura de CBS en los ecosistemas radica en la intervención que realizan en los procesos relacionados con la estabilidad del suelo, función hidrológica, así como con la integridad biótica (Jiménez, 2005).

Toledo y Florentino (2012), mencionan que la presencia de CBS en los ambientes áridos y semiáridos contribuyen a la fertilidad del suelo debido al aporte

de biomasa microbiana, la cual tiene una participación en la descomposición de la materia orgánica, así como en el flujo de los elementos.

La apariencia, biomasa y composición de las CBS depende del tipo de clima en el que se encuentren (Belnap y Lange 2003), por lo tanto, la estructura externa e interna de la costra cambia propiciando distintos tipos de costra, los cuales dependen del organismo dominante en la asociación (Castillo-Monroy y Maestre, 2011). Es común clasificarlas por morfotipo como: cianobacterias (Belnap y Gardner 1993), algas verdes (San José y Bravo 1991), musgos (Li *et al.* 2002) y líquenes (Maestre *et al.* 2005).

De acuerdo con el organismo dominante en las CBS, ésta presentan características diferentes, las dominadas por cianobacterias presentan una amplia distribución en las zonas áridas y semiáridas ya que cuentan con una gran resistencia a las altas temperaturas y a la baja humedad (Vitousek *et al.* 2002); aquellas en las que dominan los musgos, se presentan en lugares donde el suelo no se congela y el potencial de evapotranspiración es muy alto (Egea *et al.* 1990), mientras que las dominadas por líquenes se encuentran influenciada por la distribución y frecuencia de las lluvias (Rogers, 1977).

Las CBS han sido identificadas como bioindicadores en procesos de desertificación (Bowker, *et al.*, 2006) y juegan un papel clave en los procesos de restauración de los ecosistemas áridos y semiáridos (Bowker, 2007) por lo que la degradación del suelo y el avance de la desertificación podrían reducirse si se mantienen y protegen las CBS.

Las CBS pueden ser utilizadas como una alternativa para la recuperación de los ecosistemas degradados, debido a que crecen de forma natural en aquellos

espacios que se encuentran a cielo abierto, ayudan en la estabilización del suelo y a la disminución del riesgo de erosión, forman islas o parches de fertilidad (Toledo y Florentino, 2009).

#### **4.3.4. Materiales y Métodos**

##### 4.3.4.1. Área de estudio

El ejido “Las Barretas”, donde se realizó esta investigación, se localiza a 12 km al este de la cabecera municipal de Linares, Nuevo León, a 5 km al sur de la presa Cerro Prieto, en el noreste de México.

Dentro de los terrenos del ejido se realizó una obra de conservación de suelos en 2016. La obra consistió en el establecimiento de 2865 zanjas trinchera (2.00 m de largo x 0.4 m x 0.4 m) en una superficie de 81 ha y la plantación de un promedio de 450 plántulas por ha de huizache (*Vachellia farnesiana*, (L.) Willd.), mezquite (*Prosopis laevigata*; Humb. & Bonpl. ex Willd.), anacahuita (*Cordia boissieri*; A.DC. 1845) y retama (*Parkinsonia aculeata*; L., Sp. Pl., 1:375, 1753), especies nativas del área cuya abundancia ha disminuido por efecto del sobrepastoreo.

Paralelamente a esta área, se seleccionó otra contigua, con las mismas características geomorfológicas y climáticas donde no se ha realizado ninguna obra de conservación de suelo y ahí se establecieron las parcelas testigo (T). Solamente el área donde se realizaron las obras se encuentra cercada.

En el área predominan los lomeríos suaves que van desde los 280 hasta los 300 msnm (INEGI, 1999), con suelos de textura arcillo limosa y pendientes entre 1

y 5%. El clima es templado semicálido subhúmedo (INEGI, 2008). La precipitación media anual de 682 mm, temperatura máxima de 49°C y mínima de -6°C con una media de 23.3°C. Las principales lluvias se presentan en los meses de mayo y septiembre (CONAGUA, 2021). La vegetación predominante del área de estudio es matorral espinoso tamaulipeco, con mezquital (INEGI, 1982).

La vegetación del área es un matorral espinoso donde, estudios previos, determinaron que la cobertura vegetal fluctúa entre 7.56% y 30.90% en el área donde se realizaron acciones de conservación de suelo (ACCS) y entre 21.27% y 26.72 % en el área testigo (T).

Las especies vasculares dominantes en el área son: *Vachellia constricta*, *Vachellia farnesiana*, *Vachellia rigidula*, *Calliandra conferta*, *Castela texana*, *Cordia boissieri*, *Cylindropuntia sp.*, *Forestiera angustifolia*, *Guaiacum angustifolium*, *Karwinskia humboldtiana*, *Leucophyllum frutescens*, y *Prosopis laevigata*. De éstas, las más frecuentes, tanto en el ACCS como en el área T, son: *Vachellia constricta*, *Karwinskia humboldtiana* y *Vachellia rigidula*. La dominancia de estas tres especies vegetales es debida al pastoreo intensivo al que estuvieron sujetas estas áreas, principalmente por ganado caprino y, en menor medida, vacuno, tras lo cual predominan las especies no palatables para el ganado.



**Figura 8. Establecimiento de transecto en el área testigo.**

#### 4.3.4.2. Método de muestreo

El área de estudio fue estratificada en 3 subáreas considerando la profundidad de suelo, asociada a una ligera diferencia en las pendientes, con una pendiente promedio de 2%, 2.5% y 3.6% para los suelos profundos, someros y con afloramiento de lutita, respectivamente. Para llevar a cabo la evaluación de costras biológicas se estableció un total de 18 transectos (Figura 8), tres repeticiones por subárea (lutita, somero y profundo) de cada área (ACCS y testigo). La longitud del transecto fue de 15 m de largo, y en cada transecto se colocaron tres cuadrantes de 0.25 m (50 x 50 cm). En cada cuadrante, se colocó un marco cuadrado para tener un total de 16 puntos de contacto de cada cuadrante (Figura 9).

Los datos recabados de cada cuadrante fueron los siguientes: Liqueen (Li), Cianobacteria (Ci), Musgo (Moss), Piedra (Pi) (para ser considerada como piedra debió contar con un diámetro mayor a 0.5 cm), Hojarasca (Ho), Vegetación

(Herbácea y Pasto) y Suelo desnudo (Sd). Se determinó el porcentaje de cada variable por cuadrante y se obtuvo el porcentaje promedio de cada variable por transecto (Figuras 10 y 11).



**Figura 9. Transecto y lugares en los que se ubicaron los marcos reticulados para el levantamiento de datos. El punto rojo indica el lugar en el cual se registraba la variable.**

La forma de levantar los datos en el cuadrante se llevó a cabo colocando un objeto delgado con punta en la parte superior izquierda de las intersecciones del cuadrante, cuando se presentaba la situación de que la punta del objeto tocará dos elementos, se tomaba la decisión de registrar el elemento más abundante en la intersección. Debido a la aridez del área fue necesario humedecer los puntos de

contacto con un atomizador a fin de hacer más evidentes los organismos que pudieran estar presentes.

Una vez teniendo los datos de cobertura total de costras por morfotipo para cada subárea, se corrieron pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y de homogeneidad de varianzas de Levene. Para la comparación de cobertura de CBS en general, así como la comparación por morfotipos (liquen, cianobacteria y musgo) y por subáreas entre el área con obras de conservación (ACCS) y el área testigo (T) se corrieron las pruebas Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney.



**Figura 10. Se muestra levantamiento de datos en subárea de lutita y el detalle del lugar donde se realizaba el muestreo en la intersección.**



**Figura 11. Levantamiento de datos de cuadrante en el área testigo de la subárea de suelo profundo, observándose la presencia de CBS.**

#### **4.3.5. Resultados y Discusión**

Al comparar los 7 indicadores de cobertura del suelo (vegetación, líquen, musgo, cianobacteria, hojarasca, piedra y suelo desnudo) entre el área con obras de conservación de suelo (ACCS) y el área testigo (T), las coberturas para vegetación, líquen y musgo no presentaron diferencias ( $P = 0.671$ ;  $P = 0.081$  y  $P = 0.317$ ); mientras que las de cianobacteria, hojarasca, piedras y suelo desnudo sí resultaron diferentes ( $P = 0.025$ ;  $P = 0.018$ ,  $P = 0.009$  y  $P = 0.036$ ). La cobertura de cianobacteria fue mayor en el ACCS (8.79%) que en el área T (3.93%); la hojarasca presentó una mayor cobertura en el área T (16.89%) que en el ACCS (3.70%); la cobertura por piedras fue mayor (49.30%) en ACCS que en el área T (26.85%); y la superficie ocupada por suelo desnudo resultó mayor (53.47%) en las áreas T que en las ACCS (37.03%) (Cuadro 13).

**Cuadro 13. Valor promedio y error estándar para las variables de cobertura del suelo en áreas con acciones de conservación de suelo (ACCS) y áreas testigo (T). Letras diferentes en las filas indican valores estadísticamente diferentes ( $P \leq 0.05$ ).**

<b>Indicador</b>	<b>ACCS</b>	<b>T</b>
Cobertura de vegetación	11.11a $\pm$ 3.85	9.25a $\pm$ 2.99
Cobertura de líquen	2.31a $\pm$ 1.16	0.23a $\pm$ 0.23
Cobertura de musgo	0a $\pm$ 0	1.62a $\pm$ 1.62
Cobertura de cianobacterias	8.79a $\pm$ 2.55	3.93b $\pm$ 1.67
Cobertura de hojarasca	3.70a $\pm$ 1.12	16.89b $\pm$ 4.64
Cobertura de piedra	49.30a $\pm$ 6.54	26.85b $\pm$ 5.18
Cobertura de suelo desnudo	37.03a $\pm$ 5.69	53.47b $\pm$ 5.36

El hecho de que la cobertura de cianobacterias fuera mayor en el ACCS que en el T, pero no así la de líquenes o musgos, se debe muy probablemente al carácter pionero de éstas, capaces de colonizar suelo desnudo e incluso suelo removido recientemente, con pocos o nulos nutrientes, lo que muestra su capacidad de adaptación a ambientes más inhóspitos (Kulasooriya, 2011). Sin embargo, cuando la comparación de las variables de cobertura de suelo se hizo para las seis subáreas consideradas en el presente estudio (ACCS suelos profundo, ACCS suelo somero, ACCS afloramiento de lutita, T suelos profundo, T suelo somero y T afloramiento de lutita), los resultados mostraron diferencias solo en las coberturas de líquen, hojarasca y piedras ( $P = 0.018$ ;  $P = 0.013$  y  $P = 0.000$ ) pero no así en la de cianobacterias, seguramente debido a la alta heterogeneidad del área, reflejada en los altos valores del error estándar (Cuadro 14).

La mayor cobertura de líquen (6.25%) se registró en la subárea ACCS profundo. Para hojarasca, la mayor cobertura se encontró en la condición de suelo profundo, tanto en ACCS como en el Testigo (T), al igual que en el suelo somero del T. La mayor cobertura de hojarasca en los suelos profundos puede explicarse por la mayor cobertura vegetal que tienen estas áreas, casi el doble que el resto de las subáreas, aun cuando estadísticamente no hubo diferencias debido a la alta variabilidad entre los transectos. La mayor cobertura de piedras se presentó en las subáreas de afloramiento de lutita, tanto en el ACCS como en el T (70.14% y 54.17%, respectivamente) así como en el suelo somero del ACCS (45.14%). (Cuadro 14).



**Figura 12. Una de las CBS, registrada como morfotipo líquen, encontrada en los cuadrantes de muestreo.**

**Cuadro 14. Valores promedio y error estándar obtenidos por subárea para cada variable. Letras diferentes en las filas indican valores estadísticamente diferentes ( $P \leq 0.05$ ).**

Variable	Subáreas de suelo profundo		Subáreas de suelo somero		Subáreas de lutita	
	ACCS	T	ACCS	T	ACCS	T
<b>Cobertura de vegetación</b>	20.83 ± 27.95a	13.19 ± 18.97a	4.17 ± 5.10a	9.72 ± 16.95a	8.33 ± 14.13a	4.86 ± 3.93a
<b>Cobertura de líquen</b>	6.25 ± 8.84a	0.00 ± 0.00b	0.69 ± 1.96ab	0.69 ± 1.96ab	0.00 ± 0.00b	0.00 ± 0.00b
<b>Cobertura de musgo</b>	0.00 ± 0.00a	4.86 ± 13.75a	0.00 ± 0.00a	0.00 ± 0.00a	0.00 ± 0.00a	0.00 ± 0.00a
<b>Cobertura de cianobacterias</b>	11.11 ± 13.43a	6.25 ± 11.79a	11.11 ± 16.35a	3.47 ± 5.97a	4.17 ± 5.10a	2.08 ± 5.89a
<b>Cobertura de hojarasca</b>	5.56 ± 4.61ab	25.00 ± 24.65a	4.17 ± 7.80bc	22.22 ± 27.81a	1.39 ± 2.60c	3.47 ± 5.20bc
<b>Cobertura de piedra</b>	32.64 ± 31.01b	14.58 ± 13.18b	45.14 ± 28.53ab	11.81 ± 12.31b	70.14 ± 28.83a	54.17 ± 25.34a
<b>Cobertura de suelo desnudo</b>	45.14 ± 30.16a	54.86 ± 26.32a	40.97 ± 21.27a	63.89 ± 23.90a	25.00 ± 30.62a	41.67 ± 27.00a

Los resultados obtenidos para el ACCS son semejantes a los reportados por Gutiérrez *et al.* (2017) para el Llano La Soledad, en la región sur del desierto Chihuahuense donde la cobertura promedio, en áreas abiertas, fue de 2.67% para líquenes, 0.72% musgos y 4.63% cianobacterias, si bien los autores mencionan que

en las áreas bajo planta la cobertura de CBS fue 2.6 veces mayor que en las áreas abiertas. En el presente trabajo, las coberturas en el ACCS fueron de 2.31%, 0% y 8.79% respectivamente. La ausencia de musgos en prácticamente todas las subáreas (excepción solo del testigo en suelos profundos) es común en lugares con tan alta insolación y baja cobertura vegetal (11% promedio en el ACCS y 9.25% en el T). Esto es coincidente también con los resultados reportados por Gutiérrez *et al.* (2017) y Mendoza *et al.* (2014) quienes reportaron una menor cobertura de musgo en sitios a cielo abierto. Lo anterior debido a que el microclima presente bajo las plantas vasculares ayuda en el establecimiento y crecimiento de los organismos que conforman las CBS (Nuñez y Toledo, 2013).

#### **4.3.6. Conclusiones**

A pesar del relativamente poco tiempo transcurrido (4 años) desde la realización de las obras de conservación del suelo en el área, se registran diferencias en la cobertura del suelo por algunos de los elementos de las CBS. Así, la cobertura de cianobacterias fue un poco más del doble en el ACCS que en el área testigo y, al analizarlo por subáreas, en el suelo profundo del ACCS se presentó la mayor cobertura de líquenes. Los musgos se encontraron tan solo en una parcela de la subárea de suelo profundo del Testigo.

## 5. CONCLUSIONES GENERALES

El uso de los parches de vegetación preexistentes en las áreas a restaurar, tiene un gran potencial como punto de partida en la restauración funcional, particularmente en los ecosistemas áridos y semiáridos, al favorecer el establecimiento de la vegetación, incrementar su cobertura y, por ende, reducir el riesgo de erosión del suelo.

Los resultados sugieren que, hasta la fecha, las obras de conservación de suelo realizadas en el ejido Las Barretas no han mejorado significativamente la funcionalidad del ecosistema.

Las dimensiones de los parches vegetados, que son los responsables de la mayor acumulación de agua en el suelo, mayor infiltración y, en consecuencia, mayor desarrollo de la vegetación, fueron mayores en el área testigo que en el área con obras de conservación de suelo; sin embargo, también resultó mayor el largo medio de los interparches, lo que significa una mayor superficie de suelo desnudo expuesta a riesgo de erosión. El área con obras de conservación tiene parches más pequeños, pero más continuos, debido a lo cual el Índice de suelo desnudo (ISD) fue menor en esta área.

A pesar del relativamente poco tiempo transcurrido (4 años) desde la realización de las obras de conservación del suelo en el área, se registran diferencias en la cobertura del suelo por algunos de los elementos de las CBS; particularmente en la cobertura de cianobacterias que fue dos veces mayor en el ACCS que en el área testigo.

## 6.BIBLIOGRAFÍA

- Aguiar, M.R. y Sala O.E. (1999). Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14(7):273-277.
- Akiyama, T. y Kawamura, K. (2007) Grassland degradation in China: methods of monitoring, management and restoration. *Grassland Science* 53:1-17.
- Allen-Diaz, B., Chapins, F.S., Diaz, S., Howden, M., Piuigdefabregas, J. y Stafford Smith, M. (1996). Rangelands in a changing climate: impacts, adaptations, and mitigation. En: Watson, R.T., Zinyowera, M.C. y Moss, R.H. (eds.). *Climate Change 1995: The IPCC Second Assessment Report* (pp. 131–158). Cambridge University Press, UK.
- Ayuke, F., Brusaar, L., Vanlauwe, B., Six, T., Lelei, D., Kibunja, C. y Pulleman, M. (2011). Soil fertility management: Impacts on soil macrofauna, soil aggregation and soil organic matter allocation. *Applied Soil Ecology* 48(1): 53-62.
- Bastow, B. (2017). What is the Difference Between Rehabilitation and Restoration? [WWW Document]. Integrate Sustainability. URL <https://www.integratesustainability.com.au/2017/10/27/what-is-the-difference-between-rehabilitation-and-restoration/> (consultado el 15 de abril del 2021).
- Belnap, J. (2002). Nitrogen fixation in biological soil crusts from southeast Utah, USA. *Biol. Fert. Soils* 35:128–135.
- Belnap, J. y Eldridge, D. (2001). Disturbance and recovery of biological soil crusts. En: Belnap, J. y Lange, O.L. (eds.). *Biological soil crusts: structure, function, and management* (pp. 363-383), Springer, Berlin, Heidelberg.

- Belnap, J. y Gardner, J.S. (1993). Soil microstructure in soils of the Colorado Plateau: the role of the cyanobacterium *Microcoleus vaginatus*. *Great Basin Naturalist* 53(1):6. <https://scholarsarchive.byu.edu/gbn/vol53/iss1/6>
- Belnap, J. y Lange, L. (2003). Biological soil crust: Structure, function, and management. Springer-Verlag, Berlin.
- Bonham, D. (2013). *Measurements for Terrestrial Vegetation*. 2nd edition. Wiley-Blackwell 260 pp. West Sussex, U.K. ISBN: 978-0-470-97258-8.
- Bouley, P., Calle, A., Crandall, S., Davenport, R., Holl, K., Jenkins, J., Lesage, J., Olimpi, E., Oliver, C., Skikne, S. y Stanford, B. (2015). Large-Scale Forest Restoration. *Restoration Ecology* 23:501–502. <https://doi.org/10.1111/rec.12239>
- Bowker, A., Belnap, J., Davidson, W. y Goldstein, H. (2006). Correlates of biological soil crust abundance across a continuum of spatial scales: Support for a hierarchical conceptual model. *Journal of Applied Ecology* 43:152-163.
- Bowker, M.A. (2007). Biological soil crust rehabilitation in theory and practice: An underexploited opportunity. *Restoration Ecology* 15(1):13-23.
- Castillo-Monroy, P. y Maestre, T. (2011). La costra biológica del suelo: Avances recientes en el conocimiento de su estructura y función ecológica. *Revista chilena de historia natural* 84(1):1-21. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000100001>
- Cerretelli, S., Poggio, L., Gimona, A., Peressotti, A. y Black, H. (2017, 23 al 28 de abril). *The loss of ecosystem services due to land degradation. Integration of mechanistic and probabilistic models in an Ethiopian case study*. (Conference abstract). EGU General Assembly Conference, Vienna, Austria [https://www.researchgate.net/publication/323999713\\_The\\_loss\\_of\\_ecosystem\\_](https://www.researchgate.net/publication/323999713_The_loss_of_ecosystem_)

- services\_due\_to\_land\_degradation\_Integration\_of\_mechanistic\_and\_probabilistic\_models\_in\_an\_Ethiopian\_case\_study (consultado el 16 de abril del 2021).
- Chamizo, J.A., Castillo, D. y Pacheco, I. (2012). La naturaleza de la química. *Educación química* 23:298-304.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua, 2021). Proyecto de bases de datos climatológicos, San Rafael, Galeana. Coordinación General del Servicio Meteorológico Nacional. <https://smn.conagua.gob.mx/tools/RESOURCES/Mensuales/nl/00019057.TXT> (Recuperado en octubre del 2021).
- Concostrina-Zubiri, L., Martínez, I., Huber-Sannwald, E. y Escudero, A. (2014). Efectos y respuestas de la costra biológica del suelo en ecosistemas áridos: avances recientes a nivel de especie: *Ecosistemas* 22(3):95-100. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-3.13>
- Cortina, J. y Vallejo, V. (1999). Restoration of Mediterranean Ecosystems. En: A. Farina (ed.). *Perspectives in Ecology*. Leiden, Backhuys Publishers.
- Cotler, H., Cram, S., Martinez-Trinidad, S. y Quintanar, E. (2013). Forest soil conservation in central Mexico: An interdisciplinary assessment. *Catena* 104:280–287 <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2012.12.005>
- Cotler, H., Cram, S., Martinez-Trinidad, S. y Bunge, V. (2015). Evaluación de prácticas de conservación de suelos forestales en México: caso de las zanjas trinchera. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 88:6-18. ISSN: 0188-4611. <https://doi.org/10.14350/rig.47378>

- Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F., Rodríguez, J. y Gallardo, A. (2013). Biological soil crusts promote N accumulation in response to dew events in dryland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 62:22-27.
- Dintwe, K., Okin, G.S., D'Odorico, P., Hrast, T., Mladenov, N., Handorean, A., ... y Caylor, K.K. (2015). Soil organic C and total N pools in the Kalahari: potential impacts of climate change on C sequestration in savannas. *Plant and soil* 396(1-2):27-44.
- Egea, M., Torrente, P. y Rowe, G. (1990). Contributions to the flora of Algeria and Tunisia: Lichens and lichenicolous fungi. *Cryptogamie, Bryologie-Lichénologie* 11:409-417
- Eldridge, D.J. y Leys, J.F. (2003). Exploring some relationships between biological soil crusts, soil aggregation and wind erosion. *Journal of Arid Environments* 53:457-466. doi:10.1006/jare.2002.1068
- Elmarsdottir, A., Aradottir, A.L. y Trlica, M.J. (2003). Microsite availability and establishment of native species on degraded and reclaimed sites. *Journal of Applied Ecology* 40:815–823. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00848.x>
- Evans, R. y Johansen, J. (1999). Microbiotic crusts and ecosystem processes. *Crit. Rev. Plant Sci.* 18:183–225.
- Evans, R.D. y Lange, O.L. (2003). Biological soil crusts and ecosystem nitrogen and carbon dynamics. En: Belnap, J. y Lange, O.L. (eds). *Biological soil crusts: structure, function, and management* (pp. 263–279). Springer, Berlin Heidelberg New York.
- FAO. (2017). *Carbono orgánico del suelo: el potencial oculto*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. Roma, Italia. 77 pp.

- Gaitán, J. (2002). Atributos estructurales y funcionales de los ecosistemas áridos y semiáridos de la Patagonia y su relación con factores abióticos y el uso antrópico (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires).
- Gann, G., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C., Jonson, J., Hallett, J., Eisenberg, C., Guariguata, M., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K. y Dixon, K. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27:S1–S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Geissen, V., Wang, S., Oostindie, K., Huerta, E., Zwart, K.B., Smit, A., Ritsema, C.J. y Moore, D. (2013). Effects of topsoil removal as a nature management technique on soil functions. *CATENA* 101:50-55. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.10.002>
- Ghiloufi, W., Quero, J.L., García-Gómez, M. y Chaieb, M. (2016). Potential impacts of aridity on structural and functional status of a southern Mediterranean *Stipa tenacissima* steppe. *South African Journal of Botany* 103:170–180. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sajb.2015.09.004>
- Gómez, F. (2015). Efectividad de obras de conservación de suelos implementadas en la Finca La Milagrosa, Municipio de Camoapa, Boaco (Doctoral dissertation, Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, Managua).
- Guo, Y., Zhao, H., Zuo, X., Drake, S. y Zhao, X. (2007). Biological soil crust development and its topsoil properties in the process of dune stabilization, Inner Mongolia, China. *Environmental Geology* 54:653-662.
- Gutiérrez, J. y Squeo, F. (2004). Importancia de los arbustos leñosos en los ecosistemas semiáridos de Chile. *Ecosistemas* 13: 36-45.

- Gutiérrez, M., Pando, M., Rodríguez, H. y Mendoza, D. (2017). Efecto del micrositio en la composición de costras biológicas del suelo en un área de matorral micrófilo del Desierto Chihuahuense, México. *Interciencia* 42(4):212-214.
- Gutiérrez, M., Pando-Moreno, M., Jurado, E., González-Rodríguez, H., Marmolejo, J.G. y Mendoza, D. (2018). Non-random distribution of biocrust in a natural arid environment in the Northern Mexican Plateau. *Applied Ecology and Environmental Research* 16(3):2441-2451.
- Gutiérrez-Gutiérrez, M., Mendoza-Aguilar, D., Pando-Moreno, M. y González-Rodríguez, H. (2022). Influencia de las biocostras en el flujo de CO<sub>2</sub> en el matorral desértico micrófilo del altiplano mexicano. *Terra latinoamericana* 40:1-11. e1211. <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.1211>
- Hafidi, M., Ouahmane, L., Thioulouse, J., Sanguin, H., Boumezzougha, A., Princ, Y., Baudoind, E., Galiana, A. y Duponnois, R. (2013). Managing Mediterranean nurse plants-mediated effects on soil microbial functions to improve rock phosphate solubilization processes and early growth of *Cupressus atlantica* G. *Ecological Engineering* 57(1):57-64.
- Heneghan, L., Miller, S.P., Baer, S., Callahan, M.A., Montgomery, J., Pavao-Zuckerman, M., Rhoades, C.C. y Richardson, S. (2008). Integrating Soil Ecological Knowledge into Restoration Management. *Restoration Ecology* 16:608–617.
- INEGI Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. (1982). Carta de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:50 000, Linares G14C58, Nuevo León, México.

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. (1999). Carta topográfica escala 1:50 000, Linares G14C58, Nuevo León y Tamaulipas. México.
- INEGI. (2008). Climatología, colección: Cartas Climatológicas escala 1:1 000 000, Estados Unidos Mexicanos. Disponible desde Internet en <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/#Mapa> [consultado abril 2021].
- Jamsranjav, C., Reid, R., Fernández-Giménez, M., Tsevee, A., Yadamsuren, B. y Heiner, M. (2018). Applying a dryland degradation framework for rangelands: the case of Mongolia. *Ecological Applications* 28:622–642. <https://doi.org/10.1002/eap.1684>
- Jiménez, A. (2005). Caracterización funcional de costras biológicas de suelo en un pastizal semiárido de San Luis Potosí (Doctoral dissertation, Tesis de maestría. IPICT. San Luis Potosí, México).
- Kulasooriya, S. (2011). Cyanobacteria: Pioneers of planet Earth. *Ceylon Journal of Science (Bio. Sci.)* 40(2):71-88. <http://doi.org/10.4038/cjsbs.v40i2.3925>
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*. 2004 Jun 11;304(5677):1623-7. DOI: 10.1126/science.1097396. PMID: 15192216.
- Lal, R., Safriel, U. y Boer, B. (2012). Zero net land degradation: A new sustainable development goal for Rio+20. (A report prepared for the secretariat of the United Nations Convention to Combat Desertification).
- Lammerant, J., Peters, R., Snethlage, M., Delbaere, B., Ian, D. y Whiteley, G. (2013). *Implementation of 2020 EU Biodiversity Strategy: Priorities for the restoration of ecosystems and their services in the EU*. Report to the European Commission. ARCADIS (in cooperation with ECNC and Eftec).

- Li, R., Wang, P., Li, T. y Zhang, G. (2002). Microbiotic soil crust and its effect on vegetation and habitat on artificially stabilized desert dunes in Tengger Desert, north China. *Biology and Fertility of Soils* 35:147-154.
- Ludwig, J.A. y Tongway, D.J. (1995). Spatial organization of landscapes and its function in semi-arid woodlands, Australia. *Landscape Ecology* 10(1):51-63.
- Ludwig, J., Wilcox, B.P., Breshears, D.D., Tongway, D.J. y Imeson, A.C. (2005). Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology* 86(2):288-297. <https://doi.org/10.1890/03-0569>
- Maestre, F.T. y Cortina, J. (2002). Spatial patterns of surface soil properties and vegetation in a Mediterranean semi-arid steppe. *Plant and soil* 241(2):279-291.
- Maestre, F., Huesca, M., Zaady, E., Bautista, S. y Cortina, J. (2002). Infiltration, penetration resistance and microphytic crust composition in contrasted microsites within a Mediterranean semi-arid steppe. *Soil Biology and Biochemistry* 34:895-898.
- Maestre, T., Escudero, A., Martínez, I., Guerrero, C. y Rubio, A. (2005). Does spatial pattern matter to ecosystem functioning? Insights from biological soil crusts. *Functional Ecology* 19:566-573.
- Maestre, T. y Puche, M. (2009). Indices based on surface indicators predict soil functioning in Mediterranean semi-arid steppes. *Applied Soil Ecology* 41:342–350. doi:10.1016/j.apsoil.2008.12.007
- Mayland, H. y McIntosh, T. (1966). Availability of biologically fixed atmospheric nitrogen-15 to higher plants. *Nature* 209:421-422.

- Mayor, A. y Bautista, S. (2012). Multi-scale evaluation of soil functional indicators for the assessment of water and soil retention in Mediterranean semiarid landscapes. *Ecological indicators* 20:332-336.
- MEA, (Millennium Ecosystems Assessment). (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Meloni, F., Civieta, B., Zaragoza, J., Moraza, M. y Bautista, S. (2020). Vegetation Pattern Modulates Ground Arthropod Diversity in Semi-Arid Mediterranean Steppes. *Insects* 11:59. 10.3390/insects11010059.
- Mendoza, D., Cortina, J. y Pando, M. (2014). Biological soil crust influence on germination and rooting of two key species in a *Stipa tenacissima* steppe. *Plant Soil* 375:267-274.
- Molaeinasab, A., Bashari, H., Mosaddeghi, M.R. y Tarkesh, M. (2021). Effects of different vegetation patches on soil functionality in the central Iranian arid zone. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 21:1112-1114. 10.1007/s42729-021-00426-y
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. BOLFOR (Ed.) El País. Santa Cruz, Bolivia. 92 pp. Disponible desde Internet en: <https://docplayer.es/16236115-Manual-de-metodos-basicos-de-muestreo-y-analisis-en-ecologia-vegetal-bonifacio-mostacedo-todd-s-fredericksen.html> (consultado el 27 de agosto del 2021).
- Myers, N., Mittermeyer, R., Mittermeyer, C., Da Fonseca, G. y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

- Noy-Meir, I. (1973). Desert ecosystems: environment and producers. *Annual review of ecology and systematics* 4(1):25-51.
- Nsikani, M.M., van Wilgen, B.W. y Gaertner, M. (2018). Barriers to ecosystem restoration presented by soil legacy effects of invasive alien N<sub>2</sub>-fixing woody species: implications for ecological restoration. *Restoration Ecology* 26:235–244. <https://doi.org/10.1111/rec.12669>
- Núñez, R. y Toledo, B. (2013). Variación en la composición de la costra micro biótica según la exposición (solana-umbría), en suelos del sector sur de la quebrada Los Barrancos, Valle de Quíbor, estado Lara. *Rev. Invest.* 78 (37):193-212.
- Odedra-Straub, M. (1996). *Global information technology and socio-economic development*. Ivy League Pub.
- Powlson, D., Gregory, P., WhaUey, W., Quintan, J., Hopkins, D., Whitmore, W., Hirsch, P. y Gouldin, K. (2011). Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy* 36(1):S72-S87.
- Primack, R., Rozzi, R., Feinsigner, P., Dirzo, R. y Massardo, F. (2001). *Restauración ecológica. Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México D.F., México. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2004\)085<0171:br>2.0.co;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2004)085<0171:br>2.0.co;2)
- Puigdefábregas, J. y Sánchez, G. (1996) Geomorphological implications of vegetation patchiness on semiarid slopes. En: Anderson, M.G. y Brooks, S.M. (eds) *Advances in hillslope processes* (pp. 1027-1060). John Willey y Sons, London, United Kingdom.
- Read, Z.J., King, H.P., Tongway, D.J., Ogilvy, S., Greene RS.B. y Hand G. (2016). Landscape function analysis to assess soil processes on farms following

- ecological restoration and changes in grazing management: Assessment of soil processes in grazing land with landscape function analysis. *European Journal of Soil Science* 67(4):409-420. <https://doi.org/10.1111/ejss.12352>
- Reynolds, J.F., Stafford Smith, D.M., Lambin, E.F., Turner, B.L., Mortimore, M., Batterbury, S.P.J., Downing, T.E., Dowlatabadi, H., Fernández, R.J., Herrick, J.E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F.T., Ayarza, M. y Walker, B. (2007). Ecology: Global desertification: Building a science for dryland development. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.1131634>
- Rodríguez, F., Mayor, A.G., Rietkerk, M. y Bautista S. (2018). A null model for assessing the cover-independent role of bare soil connectivity as indicator of dryland functioning and dynamics. *Ecological Indicators* 94:512–519.
- Rogers, R. (1977). Soil surface lichens in arid and subarid south-eastern Australia. III. The relationship between distribution and environment. *Australian Journal of Botany* 20:301-316.
- Safaei, M.; Bashari, H.; Mosaddeghi, M. y Jafari, R. (2019). Assessing the impacts of land use and land cover changes on soil functions using landscape function analysis and soil quality indicators in semi-arid natural ecosystems. *Catena* 177:260–271.
- San José, J. y Bravo, R. (1991). CO<sub>2</sub> exchange in soil algal crusts occurring in the Trachypogon savannas of the Orinoco Llanos, Venezuela. *Plant and Soil* 135:233-253.
- Schlesinger, W. y Pilmanis, M. (1998) Plant-soil interactions in desert. *Biogeochemistry* 42:169-187.

- SER. (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration (Society for ecological restoration)
- Silva, S., Gacitúa, S., Hernández, J., Montenegro, J., Jiménez, I. y Silva, E. (2021). Biodiversidad y obras de conservación de agua y suelo (OCAS) forestadas con especies vegetales en ecosistemas áridos de la Región de Coquimbo. *Ciencia e Investigación Forestal* 27(2):51-68. Doi.org/10.52904/0718-4646-2021-549
- Stork, N. y Eggleton, P. (1992). Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American journal of alternative agriculture* 7(1-2):38-47.
- Su, Y., Xin, Z., Li, A., Li, X. y Gang, H. (2011). Nitrogen fixation in biological soil crusts from the Tengger desert, northern China. *European Journal of Soil Biology* 47(3):182-187. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2011.04.001
- Swift, M., Bignell, D., Moreira, F. y Huising, J. (2008). The inventory of soil biological diversity: concepts and general guidelines. En Moreira, F. M. S., Huising, J. y Bignell, D.E. (Eds.), *A handbook of tropical soil biology: sampling and characterization of below-ground biodiversity*. Reino Unido: Earthscan. 1-16 pp.
- Thomas, D., Hoon, R., y Linton, E. (2008). Carbon dioxide fluxes from cyanobacteria crustedsoils in the Kalahari. *Applied Soil Ecology* 39: 254-263.
- Toledo, B., y Florentino, A. (2012). Evaluación de las propiedades biológicas y bioquímicas de la costra microbiótica de un suelo bajo vegetación natural en la región árida de Quíbor, Venezuela. *Revista de Investigación* 36(75):143-162. Recuperado en 16 de mayo de 2022, de [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1010-29142012000100009&lng=es&tlng=es](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1010-29142012000100009&lng=es&tlng=es).

- Toledo, V. (2006). Caracterización de la costra microbiótica y su influencia biológica y física en suelos de la región árida de Quíbor, estado Lara. Tesis doctoral. Universidad Central de Venezuela, Facultad de Agronomía. Maracay, Venezuela
- Toledo, V. y Florentino, A. (2009). Las Costras Microbióticas del Suelo. *Revista de Investigación* 33(68):199-216. Recuperado en 16 de mayo de 2022, de [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1010-29142009000300009&lng=es&tlng=es](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1010-29142009000300009&lng=es&tlng=es).
- Tongway, D.J., Cortina J. y Maestre F.T. (2004). Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. *Ecosistemas* 13(1):2-15.  
<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?id=88>
- Tongway, D., Hindley, N. (2004) *Landscape Function Analysis: Procedures for Monitoring and Assessing Landscapes with Special Reference to Minesites and Rangelands*. (p. 82). Canberra, Australia: CSIRO Sustainable Ecosystems.
- Tongway, D.J. y Hindley N.L. (2005). *Landscape function analysis: Procedures for monitoring and assessing landscapes with special reference to minesites and rangelands*. CSIRO. Australia. ISBN 0 9751783 0 X. 80 pp.
- UNEP. (2021). ¿En qué consiste la restauración de los ecosistemas? | UN Decade on Restoration [WWW Document]. URL <https://www.decadeonrestoration.org/es/en-que-consiste-la-restauracion-de-los-ecosistemas> (consultado el 15 de abril del 2021).
- Vallejo, V.R., Bautista, S. y Cortina, J. (1999). Restoration for soil protection after disturbances. En: Trabaud, L. (Ed.). *Life and the Environment in Mediterranean Ecosystems: Advances in Ecological Science*. Southampton: WIT Press. ISBN 9781-85312-680-2.

- Vallejo, R., Smanis, A., Chirino, E., Fuentes, D., Valdecantos, A. y Vilagrosa, A. (2012). Perspectives in dryland restoration: approaches for climate change adaptation. *New Forests* 43:561–579. DOI 10.1007/s11056-012-9325-9
- Vitousek, M., Hättenschwiler, S., Olander, L. y Allison, S. (2002). Nitrogen and nature. *Ambio* 31:97-101.
- Wei, X., Shao, M., Gale, W. y Li, L. (2014). Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. *Scientific Reports* 4:1–6. <https://doi.org/10.1038/srep04062>
- Weidlich, E., Nelson, C., Maron, J., Callaway, R., Delory, B. y Temperton, V. (2021). Priority effects and ecological restoration. *Restoration Ecology* 29: 1–11. <https://doi.org/10.1111/rec.13317>
- Weil, R. y Magdoff, F. (2004). Significance of soil organic matter to soil quality and health. En F. Magdoff y R. R. Weil (Eds), *Soil organic matter in sustainable agriculture*. Estados Unidos: CRC Press. 1-42 Pp.
- Whisenant, S. (1999). *Repairing Damaged Wildlands*. Cambridge, Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511612565>
- Yang, Y., Tilman, D., Furey, G. y Lehman, C. (2019). Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. *Nature Communications* 10:1–7. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08636-w>
- Yirdaw, E., Tigabu, M. y Monge, A. (2017). Rehabilitation of degraded dryland ecosystems – review. *Silva Fennica* 51:1–32. <https://doi.org/10.14214/sf.1673>
- Zhang, Y., Wu, N., Zhang, B. y Zhang, J. (2010). Species composition, distribution patterns and ecological functions of biological soil crusts in the Gurbantunggut Desert. *J Arid Land* 2(3):180-189.