



UNIVERSIDAD DE ALMERÍA

**ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR Y FACULTAD DE
CIENCIAS EXPERIMENTALES**

**TITULACIÓN DE INGENIERÍA TÉCNICA AGRÍCOLA
ESPECIALIDAD INDUSTRIAS AGRARIAS Y ALIMENTARIAS**

***APLICACIÓN DE UN ESCÁNER LASER INDUSTRIAL PARA LA
DETECCIÓN DE CAMBIOS EN MICROTOPOGRAFÍA DE LAS
COSTRAS DEL SUELO POR HUMECTACIÓN.***

ALUMNO:

ISABEL PÉREZ MATURANA

DIRECTORES:

MANUEL ÁNGEL AGUILAR TORRES

EMILIO RODRÍGUEZ CABALLERO

JULIO 2013

AGRADECIMIENTOS.

Expresar mi agradecimiento a todas aquellas personas que de algún modo u otro han hecho posible la realización de este trabajo.

Especialmente a mis directores, Manuel Ángel y Emilio por su ayuda, su comprensión y su infinita paciencia.

Les dedico este trabajo a mis padres, *Juan Antonio y Lola*, por su esfuerzo, sacrificio y apoyo durante todos estos años.

Por supuesto también a mi marido, *Ginés*, y mis hijos, *Ginés e Iván*, con los que he compartido este trayecto final.



UNIVERSIDAD DE ALMERÍA

**ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR Y FACULTAD DE
CIENCIAS EXPERIMENTALES**

**TITULACIÓN DE INGENIERÍA TÉCNICA AGRÍCOLA
ESPECIALIDAD INDUSTRIAS AGRARIAS Y ALIMENTARIAS**

***APLICACIÓN DE UN ESCÁNER LASER INDUSTRIAL PARA LA
DETECCIÓN DE CAMBIOS EN MICROTOPOGRAFÍA DE LAS
COSTRAS DEL SUELO POR HUMECTACIÓN.***

ALUMNO:

ISABEL PÉREZ MATURANA

DIRECTORES:

MANUEL ÁNGEL AGUILAR TORRES

EMILIO RODRÍGUEZ CABALLERO

JULIO 2013

ÍNDICE GENERAL

PORTADA.....	1
AGRADECIMIENTOS.....	2
ÍNDICE GENERAL.....	4
ÍNDICE DE TABLAS.....	6
ÍNDICE DE FIGURAS	8
CAPÍTULO 1. TÍTULO.....	10
CAPÍTULO 2. INTERÉS Y OBJETIVOS.....	12
2.1. INTERÉS.....	13
2.2. OBJETIVOS.....	17
CAPÍTULO 3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	18
3.1. SELLADO Y COSTRA.....	19
3.1.1. Definición de costra.....	19
3.1.2. Tipos de costra.....	20
3.1.2.1. Costras físicas.....	20
3.1.2.2. Costras biológicas.....	21
3.2 EFECTOS DEL ENCOSTRAMIENTO.....	26
3.3 MICROTOPOGRAFÍA.....	29
3.3.1. Efecto de la microtopografía sobre la escorrentía y la erosión.....	29
3.3.2. Métodos de medida del microrrelieve del suelo.....	33
3.3.2.1. Métodos directos.....	34
3.3.2.2. Métodos indirectos.....	36
3.3.3. Efecto de las costras en la microtopografía.....	43
4. MATERIAL Y MÉTODOS.....	45

4.1. ZONA DE ESTUDIO.....	46
4.2. TRABAJO DE CAMPO.....	49
4.2.1. Toma de muestras.....	49
4.2.2 Proceso de obtención de la muestra.....	50
4.3. TRABAJO DE LABORATORIO.....	52
4.3.1. Preparación de la muestra.....	52
4.3.1.1. Ensayos previos.....	52
4.3.1.2. Metodología final.....	53
4.3.2. Láser escáner.....	54
4.3.3. Escaneo de las muestras.....	55
4.4 TRABAJO DE GABINETE.....	59
4.4.1. Cálculo de viabilidad del escáner.....	60
4.4.2. Cálculo del hinchamiento por humectación.....	61
4.4.3. Análisis estadístico ANOVA.....	63
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	66
5.1. RESULTADOS VIABILIDAD DEL ESCÁNER.....	67
5.2. RESULTADOS HINCHAMIENTO POR HUMECTACIÓN.....	69
5.3. RESULTADOS ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	73
5.3.1. Viabilidad del escáner.....	73
5.3.2. Hinchamiento por humectación.....	75
6. CONCLUSIONES.....	84
7. BIBLIOGRAFÍA.....	87

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1.	Clasificación de los escáneres láser, basada en el principio de medición.....	41
Tabla 4.1.	Comparación del escaneo de una muestra entre modo High Definition (Hd) y Standard Definition (Sd).....	54
Tabla 4.2.	Diferencias entre modo Macro y modo Wide.....	54
Tabla 4.3.	Comparación de los datos de la muestra 1 (figura 4.11), de Diploschistes recortada y sin recortar.....	60
Tabla 5.1.	Número de puntos escaneados en las costras biológicas colonizadas por Cianobacterias incipientes.....	67
Tabla 5.2.	Número de puntos escaneados en las costras biológicas colonizadas por Cianobacterias desarrolladas.....	67
Tabla 5.3.	Número de puntos escaneados en las costras biológicas colonizadas por Squamarine lentigera.....	68
Tabla 5.4.	Número de puntos escaneados en las costras biológicas colonizadas por Diploschistes.....	68
Tabla 5.5.	Average distance (mm) para las muestras recortadas en el intervalo de 0 a 5 minutos.....	70
Tabla 5.6.	Average distance (mm) para las muestras recortadas en el intervalo de 0 a 30 minutos.....	70
Tabla 5.7.	Comparación del promedio de las Average distance (mm) entre los intervalos de 0 a 5 minutos y de 0 a 30 minutos recortados.....	71
Tabla 5.8.	Average distance (mm) para las muestras sin recortar en el intervalo de 0 a 5 minutos.....	71

Tabla 5.9.	Average distance (mm) para las muestras sin recortar en el intervalo de 0 a 5 minutos.....	72
Tabla 5.10.	Comparación del promedio de las Average distance (mm) entre los intervalos de 0 a 5 minutos y de 0 a 30 minutos sin recortar.....	72
Tabla 5.11.	Comparación del promedio de la Average distance (mm) para el intervalo de 0 a 30 minutos con las muestras recortadas y sin recortar.....	72
Tabla 5.12.	Tabla ANOVA para el número de puntos medidos.....	73
Tabla 5.13.	Separación de medias de la variable costras para cada tipo de costra biológica, según el número de puntos, por el método Duncan.....	74
Tabla 5.14.	Tabla ANOVA para average distance (mm).....	76
Tabla 5.15.	Separación de medias de la variable costras para cada tipo de costra biológica (recortadas + no recortadas), según la distancia media.....	77
Tabla 5.16.	Separación de medias de la variable costras para cada tipo de costra biológica (muestras recortadas), según la distancia media...	79
Tabla 5.17.	Separación de medias de la variable costras para cada tipo de costra biológica (muestras sin recortar), según la distancia media...	79

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1.	Imágenes de diferentes tipos de costras.....	14
Figura 2.2.	Imagen de musgo.....	15
Figura 2.3.	Imagen de un líquen crustoso.....	15
Figura 2.4.	Imagen de un líquen escumuloso.....	15
Figura 3.1.	Ejemplos de costras físicas y biológicas; a) costra física, b) costra biológica.....	23
Figura 3.2.	Sucesión de las costras biológicas del suelo.....	25
Figura 3.3.	Comparación del camino seguido por el agua entre una costra lisa y una costra rugosa.....	31
Figura 3.4.	Perfilómetro de varillas.....	35
Figura 3.5.	Rugosímetro láser.....	38
Figura 3.6.	Escáner láser 3D.....	41
Figura 3.7.	Principio de un sensor láser de triangulación.....	43
Figura 4.1.	Ubicación en el mapa de la zona de estudio.....	46
Figura 4.2.	Principales tipos de costras presentes en El Cautivo.....	47
Figura 4.3.	Material utilizado en campo.....	50
Figura 4.4.	Pasos para la extracción de la muestra en campo.....	51
Figura 4.5.	Bandeja con arena usada en laboratorio.....	52
Figura 4.6.	Láser escáner NextEngine Desktop 3D.....	55
Figura 4.7.	Bastidor de madera.....	55
Figura 4.8.	Escaneos costra biológica colonizada por Squamarina.....	56
Figura 4.9.	Escaneos costra biológica colonizada por Cianobacterias incipientes.....	57

Figura 4.10.	Escaneos costra biológica colonizada por Cianobacterias desarrolladas.....	58
Figura 4.11.	Escaneos costra biológica colonizada por Diploschistes.....	59
Figura 4.12.	Imagen de Rapidform para una muestra de Diploschistes sin recortar.....	62
Figura 4.13.	Comparación del microrrelieve de malla con Rapidform para una muestra de Diploschistes original.	62
Figura 4.14.	Cuadro de dialogo de Anova de un factor.....	64
Figura 4.15.	Cuadro de diálogo ANOVA de un factor: comparaciones múltiples post hoc.....	65
Figura 5.1.	Representación gráfica del número de puntos escaneados para cada tipo de costra biológica (muestras recortadas).....	75
Figura 5.2.	Representación gráfica del hinchamiento para cada tipo de costra biológica (muestras recortadas + no recortadas).....	78
Figura 5.3.	Representación gráfica del hinchamiento para cada tipo de costra biológica (muestras recortadas).....	80
Figura 5.4.	Representación gráfica del hinchamiento para cada tipo de costra biológica (muestras sin recortar).....	82
Figura 5.5.	Representación gráfica del hinchamiento para cada tipo de costra biológica, comparando las tres metodologías propuestas.....	83

CAPÍTULO 1.

TÍTULO

**APLICACIÓN DE UN ESCÁNER
LÁSER INDUSTRIAL PARA LA
DETECCIÓN DE CAMBIOS EN LA
MICROTOPOGRAFÍA DE LAS
COSTRAS DEL SUELO POR
HUMECTACIÓN**

CAPÍTULO 2.

INTERÉS Y OBJETIVOS

2. 1.- INTERÉS

Las características del clima mediterráneo junto con el bajo contenido en materia orgánica, la pobre estructura y débil estabilidad de los agregados de los suelos (Singer, 1991), hacen que en la región mediterránea sea muy frecuente el sellado y encostramiento de la superficie (Singer y Le Bissonnais, 1998).

El sellado y encostramiento del suelo se originan por la acción conjunta de los impactos de las gotas de lluvia o riesgo sobre la superficie del suelo, junto con la dispersión fisicoquímica de las arcillas o por sedimentación de partículas transportadas por la escorrentía (Singer, 1991) y dan lugar a la aparición de costras físicas. Le Bissonnais *et al.* (2002), basándose en la base de datos europea de suelos a escala 1:1.000.000, estiman que en España el 70% de los suelos son susceptibles de encostrarse (el 6% en un grado muy fuerte; fuerte en un 24% y moderado en un 40%) y concretamente el SE aparece como una zona muy susceptible.

En zonas áridas los impactos del encostramiento del suelo pueden verse acentuados como consecuencia de las condiciones más secas que predicen los modelos de cambio climático para el futuro, que afectarán al balance hidrológico (Schlesinger *et al.*, 1990) y que potencialmente puede reducir drásticamente la cubierta de plantas perennes con el consecuente aumento de la superficie encostrada (Le Houérou, 1996).

Aunque las costras (figura 2.1) constituyen una porción insignificante del perfil del suelo (unos pocos milímetros de espesor) desempeñan un papel muy significativo en los ecosistemas. Las costras constituyen la frontera entre el suelo y la atmósfera y por lo tanto controlan los flujos de agua, gases y calor entre los dos ecosistemas, controlando los flujos de nutrientes y las condiciones del suelo bajo la superficie, por lo que van a tener una influencia decisiva en los organismos y plantas que viven sobre ese suelo y un efecto determinante en el ciclo hidrológico (Poesen y Nearing, 1991; Belnap, 2006).

Figura 2.1: Imágenes de diferentes tipos de costras



Fuente: Universidad rey Juan Carlos.
Departamento de biodiversidad y
conservación.

Desde el punto de vista hidrológico, influyen en todos los componentes del balance hídrico local, afectan a la escorrentía, interceptación de la lluvia, infiltración, percolación, evaporación, capacidad del suelo para retener agua y al contenido en agua del suelo (Assouline y Mualem, 2001; Eldridge, 2003; Belnap, 2006).

El encostramiento de la superficie del suelo, en principio supone una reducción de la rugosidad de la superficie del suelo. Sin embargo, la costra es una estructura dinámica que se ve afectada por las condiciones ambientales (agrietamientos, hinchamientos, etc.) que modifican su microtopografía, especialmente cuando el suelo es rico en arcillas hinchables (Kishné *et al.*, 2009). Además cuando el suelo no está sometido a laboreo y es colonizado por CBS, estas también influyen en la microtopografía de la superficie (Belnap, 2006).

Las CBS, son comunidades complejas de cianobacterias, bacterias, algas eucariotas, hongos e incluso líquenes y briofitas que ocupan la parte más superficial del suelo y viven en íntima asociación con él (Belnap, 2006) y ejercen un efecto importante sobre numerosas propiedades del suelo como la microtopografía, con importantes implicaciones en la generación de escorrentía y en la erosión (Rodríguez-Caballero *et al.*, 2012). Este efecto varía en función del grado de humectación de la propia costra, ya que estas son capaces de absorber gran cantidad de agua en un periodo de tiempo reducido (Wang *et al.*, 1981), aumentando su volumen y modificando la microtopografía del suelo. Por ejemplo las cianobacterias son capaces de aumentar hasta

10 veces su volumen y de 8 a 12 su peso cuando se mojan (Elbridge, 2003). Los musgos (figura 2.2) son capaces de captar agua directamente a través de sus partes aéreas aumentando su biomasa hasta 13 veces (Galun *et al.*, 1982), mientras que los líquenes crustosos (son planos y se encuentran anclados al sustrato, figura 2.3) y escuamulosos (presentan escamas que se agrupan en colonias, figura 2.4) son capaces de retener menos cantidad de agua (Blum, 1973).

Figura 2.2: Imagen de musgo



Fuente: Ministerio de Educación, Cultura y Deporte.

Figura 2.3: Imagen de un líquen crustoso



Fuente: <http://liquenesdealmeria.blogspot.com.es/>

Figura 2.4: Imagen de un líquen escuamuloso



Fuente: <http://liquenesdealmeria.blogspot.com.es/>

La microtopografía de la superficie del suelo tiene una gran influencia en los procesos de escorrentía y erosión del suelo (Allmaras *et al.*, 1966). Afecta a la velocidad y recorrido del flujo de agua sobre la superficie y al almacenamiento superficial de agua, modificando la tasa de escorrentía y retardando su inicio (Kirkby, 2002; Allmaras *et al.*, 1966; Solé-Benet *et al.*, 1997; Sun *et al.*, 2009). Además, reduce la fuerza con la que impactan las gotas de lluvia contra el suelo y el efecto cortante que el flujo del agua ejerce sobre la superficie y la capacidad de transporte del mismo (Helming *et al.*, 1998), lo que se traduce en una reducción de la erosión hídrica.

Para poder detectar cambios en la microtopografía superficial de suelos encostrados tras un proceso de humectación es imprescindible contar con una medida muy precisa de puntos tridimensionales situados sobre la superficie del suelo. Hay que tener en cuenta que los procesos de hinchamiento de costras del suelo pueden suponer variaciones altimétricas bastante inferiores a 0,5 mm. Por tanto, entre los distintos métodos que han sido empleados para la obtención del microrrelieve de suelos, la medición mediante escáner láser se representa como una de las mejores alternativas.

La técnica de medición mediante escáner láser ha sido empleada asiduamente en estos últimos años (Bertuzzi *et al.*, 1990; Magunda *et al.*, 1997; Aguilar *et al.*, 2009), arrojando modelos digitales del microrrelieve del suelo con una gran resolución y precisión. También, hay numerosos autores que han utilizado la fotogrametría de objeto cercano para la obtención de modelos digitales de elevaciones de pequeñas áreas (entre 1 y 10 m²). Casi todos ellos utilizan soluciones fotogramétricas relativamente sofisticadas que permiten la extracción de puntos homólogos mediante correlación automática o “stereomatching” (Lane *et al.*, 2001; Brasinton y Smart, 2003), aunque en general, no llegan a las resoluciones y precisiones obtenidas con escáner láser (Gómez, 2010).

2.2.- OBJETIVOS

Los objetivos perseguidos en este trabajo han sido:

- a) Puesta a punto de una metodología basada en mediciones multi-temporales del microrrelieve del suelo usando un escáner láser 3D, que permita la generación y detección de cambios en la microtopografía del suelo tras sufrir un proceso de humectación.
- b) Comprobar la viabilidad del escáner para dicho trabajo
- c) Comparar la pérdida de datos de un suelo húmedo con respecto al mismo suelo en seco.
- d) Aplicación de la metodología basada en tecnología láser 3D mencionada anteriormente, para analizar los cambios que produce la humectación en la microtopografía de la superficie de distintos tipos de costras sobre un mismo suelo. Teniendo en cuenta que los cambios altimétricos que pretendemos detectar son del orden de 0,25 mm, la precisión de la metodología y herramientas serán evaluadas en condiciones extremas.

CAPITULO 3.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

3.1.- SELLADO Y COSTRA

3.1.1.- DEFINICIÓN DE COSTRA

El sellado y encostramiento del suelo son fenómenos comunes y ampliamente distribuidos a escala mundial. La mayoría de los suelos expuestos a la lluvia están sujetos a procesos de sellado y encostramiento del suelo (Catt, 2001). En la región mediterránea, las condiciones climáticas y las características de los suelos, pobres en materia orgánica y con una estructura débil y baja estabilidad de los agregados (Singer, 1991), hacen que sea muy frecuente el sellado y encostramiento de la superficie (Singer y Le Bissonnais, 1998).

Aunque en muchas ocasiones encostramiento y sellado, se usan como sinónimos, algunos autores diferencian entre ambos términos (Gabriels *et al.*, 1997).

El *sellado* se refiere a la reordenación de la superficie del suelo durante una tormenta, mientras que la costra es el endurecimiento de la superficie sellada a medida que el suelo se seca (Morgan, 1997). Un sellado es normalmente delgado (1-5 mm) y no se agrieta. Al secarse un sello puede dar lugar a la formación de una costra superficial, aunque no siempre, a veces se seca el sello, se rompe y no se forma la costra.

Las *costras* pueden definirse como una capa superficial sobre el suelo con un espesor de entre menos de un milímetro hasta unos pocos centímetros y que es más densa, estructuralmente diferente o más compacta que el material inmediatamente por debajo de ella (Bergsma, 1996; SSSA, 1997; Bajracharya y Lal, 1999), y más dura y quebradiza cuando está seca. Resulta del secado y endurecimiento del sellado superficial (Bradford y Huang, 1992; Shainberg y Levy, 1996).

Otros autores (Valentin, 1993) consideran que no es necesaria esta distinción ya que costra y sellado se originan de igual forma.

3.1.2.- TIPOS DE COSTRA

Se distinguen dos tipos de costra:

- Las *costras físicas, minerales o abióticas* formadas por partículas del suelo.
- Las *costras biológicas* formadas por una íntima asociación entre partículas de proporciones variables.

3.1.2.1.- COSTRAS FÍSICAS

Las costras físicas (figura 3.1 a) se pueden clasificar en dos grandes grupos: costras estructurales y costras sedimentarias o deposicionales.

- Las *costras estructurales* se forman por una reorganización in situ de partículas sin evidencia distintiva del movimiento lateral (Fox *et al.*, 2004). Cuando el agua de la lluvia o del riego impacta sobre la superficie de un suelo desnudo, la energía de las gotas de lluvia rompe los agregados de la superficie del suelo, produciendo la salpicadura, el desplazamiento de parte de las partículas arrancadas, que caen de nuevo a la superficie en un estado más disgregado. Estas partículas disgregadas tienden a reorganizarse dando lugar al sellado y posterior formación de una costra estructural.
- Las *costras deposicionales* se forman por sedimentación de partículas transportadas por la escorrentía o el viento (Valentin y Bresson, 1992; Assouline, 2004; Fox *et al.*, 2004) y no requieren que el suelo esté expuesto directamente a la lluvia. Estas costras constan de diferentes láminas cada una de las cuales refleja las condiciones del episodio lluvioso que las originó. Pueden apreciarse variaciones en cuanto a la distribución granulométrica entre las láminas que se deben a las características del episodio de precipitación, a las circunstancias en las que se originó el flujo que transportó el material y al microrrelieve de la superficie, (Falayi y Bouma, 1975; Kooistra y Siderius, 1985; Bresson y Boiffin, 1990; Valentin y Bresson, 1997). El espesor de estas costras varía desde menos de 1mm hasta varios centímetros en depresiones.

Es habitual que en primer lugar se conforme una costra estructural y como consecuencia disminuya la infiltración y se inicie la escorrentía, y a continuación, en determinadas posiciones, se desarrolle una costra sedimentaria sobre la estructural, por deposición del material arrastrado por la escorrentía (Valentin y Ruiz Figueroa, 1987; Bresson y Boiffin, 1990), que afecta a los procesos de intercambio de materia y energía entre el suelo y la atmosfera.

Estas costras físicas, cuando se dan condiciones climáticas adecuadas y suficientes estabilidad del suelo, son colonizadas por comunidades complejas de cianobacterias, algas, hongos, líquenes, musgos y diversos microorganismos que en su conjunto forman las llamadas *Costras Biológicas del suelo (CBS)*.

3.1.2.2.- COSTRAS BIOLÓGICAS

Las costras biológicas del suelo (figura 3.1 b) consisten en una asociación íntima entre las partículas del suelo y las cianobacterias, algas, hongos, líquenes, musgos y otros microorganismos que habitan la parte más alta del suelo (Belnap y Gardner, 1993). Estos organismos unen las partículas del suelo formando una capa cohesiva en la superficie del suelo. (Belnap *et al.*, 2003).

Las CBS tienen una amplia distribución mundial, encontrándose en regiones hiperáridas, áridas, semiáridas, subhúmedas, alpinas y polares, que constituyen el 40% de la superficie terrestre (Belnap, 2006). En estos ambientes, las CBS suelen localizarse en los espacios libres entre las plantas vasculares y pueden llegar a ocupar el 70% de la superficie (Belnap *et al.*, 2005).

Los organismos integrados en la costra, al tener una capacidad limitada de crecer hacia arriba, no compiten por la luz con las plantas fanerógamas y por tanto, su desarrollo es limitado en los lugares donde existe una amplia cobertura vegetal. Sus requerimientos de humedad son bajos, por lo que pequeños eventos lluviosos, nieve, nieblas o rocío pueden constituir recursos suficientes para que puedan existir en lugares donde la humedad es un factor limitante para las plantas vasculares (Belnap *et al.*, 2003).

La apariencia, biomasa, y composición de las CBS varía ampliamente dependiendo del régimen climático que se considere, así como su estructura interna y su efecto sobre las propiedades del suelo. Por ello, Belnap *et al.* (2001) establecieron una clasificación de las CBS basada en los diferentes grupos morfológicos de organismos que podemos encontrar en la costra, de forma que en campo podemos distinguir las siguientes clases:

- ***Costras de Cianobacterias:*** Son de color oscuro o negras. Cuando están mojadas, se pueden observar como filamentos negros en la superficie del suelo.
- ***Costras de algas verdes:*** No siempre son visibles, pero cuando se mojan aparecen como un tapiz verde en la superficie.
- ***Costras de musgos:*** Son fácilmente visibles por su aspecto de alfombra con manchas verdes, doradas, marrones y/o negras.
- ***Hepáticas:*** Suelen aparecer mezclados con otros organismos, por lo que su detección resulta difícil.
- ***Costras de líquenes:*** Existe una amplia variedad de especies de líquenes que presentan diversas formas y colores:
 - ***Crustosos:*** son planos y se encuentran anclados al sustrato.
 - ***Gelatinosos:*** suelen ser negros y pueden ser planos o tridimensionales. Cuando están húmedos adquieren un aspecto gelatinoso y pueden aumentar varias veces su tamaño cuando se mojan.
 - ***Escuamulosos:*** presentan escamas que se agrupan en colonias.
 - ***Foliosos:*** tienen aspecto de hojas ligeramente sujetas al sustrato. En hábitats secos, suelen situarse en sitios con relativa humedad.
 - ***Fruticulosos:*** son tridimensionales y, a menudo, verticales, con bifurcaciones y forma de hilos.

Figura 3.1: Ejemplos de costras físicas y biológicas; a) costra física, b) costra biológica.



a)



b)

Fuente: fotos propias

Dado que el régimen climático determina la biomasa y composición de especies de la costra, Belnap *et al.* (2003) realizaron otra clasificación basada en la estructura externa e interna de la costra, según la cual se pueden clasificar en:

- **Costras lisas (*Smooth crusts*):** Se forman en zonas hiperáridas y secas, donde los suelos nunca se hielan y la evapotranspiración potencial es muy alta. La biota en estas costras está dominada por cianobacterias y hongos que viven justo debajo de la superficie del suelo, y suele haber pocos líquenes y musgos. Estas costras tienen baja biomasa, capacidad de absorción de agua y rugosidad, pero una relativamente alta porosidad de la superficie del suelo.
- **Costras rugosas (*Rugose crusts*):** Se dan en regiones secas donde los suelos no se hielan y tienen una evapotranspiración potencial más baja que los desiertos hiperáridos. Están dominadas por una fina capa de cianobacterias y hongos. Aparecen parches de líquenes y musgos, que aumentan a medida que aumenta la humedad, aunque la superficie del suelo sigue siendo lisa. En general, la baja humedad hace que la biomasa, rugosidad y capacidad de absorción de la costra continúen siendo bajas, mientras que la porosidad es moderadamente alta.

- **Costras pináculo (*Pinnacled crusts*):** Ocurren en regiones desérticas frías de latitudes medias, donde los suelos se hielan y la evapotranspiración potencial es más baja que en desiertos cálidos. Estas costras están dominadas por capas relativamente gruesas de cianobacterias con una cobertura de más del 40 % de líquenes y musgos. La biomasa de la costra, la capacidad de absorción y la rugosidad de la superficie del suelo son altas en este tipo de costras, y la porosidad de la superficie es relativamente baja.
- **Costras onduladas (*Rolling crusts*):** Ocurren en regiones más frías y con evapotranspiración potencial más baja (altas latitudes de los desiertos) que la de las costras pináculo. Los líquenes y los musgos constituyen la cobertura dominante, la porosidad es baja y la rugosidad moderada.

Dentro de estas costras bióticas, se pueden diferenciar diferentes estados de sucesión, (figura 3.2). Las cianobacterias con largos filamentos representan el estadio menos avanzado en la sucesión, seguidas por cianobacterias más pequeñas y algas verdes. A medida que el suelo es estabilizado por estos organismos, líquenes y musgos se instalan y van sustituyendo a las especies anteriores. En ambientes áridos, donde el agua limita la cobertura de las plantas vasculares, estas costras representan el estado de sucesión más evolucionado en los espacios entre las plantas (Belnap *et al.*, 2003).

Figura 3.2: Sucesión de las costras biológicas del suelo

SUCESION DE LAS CBS



3.2.- EFECTOS DEL ENCOSTRAMIENTO

Aunque las costras físicas y biológicas constituyen una parte muy pequeña del perfil del suelo, juegan un importante papel ecológico, especialmente en ecosistemas con escasez de agua (Verrecchia *et al.*, 1995). En ambientes áridos y semiáridos, las CBS constituyen el límite entre la biosfera y la atmósfera (Eldridge *et al.*, 2000), por lo que regulan el intercambio de gases, agua y nutrientes desde y hacia el suelo (Belnap *et al.*, 2005). Fijan el nitrógeno atmosférico y aumentan la materia orgánica del suelo (Eldridge y Greene, 1994), favorecen la colonización de las plantas vasculares (Chen *et al.*, 2005) y aumentan la estabilidad y fertilidad de los suelos.

Los tipos de costras además de diferir morfológicamente y en los procesos responsables de su formación, difieren en las características hidráulicas (Valentin y Ruíz Figueroa, 1987; Bresson y Boiffin, 1990; West *et al.*, 1990; West *et al.*, 1992). Una costra sedimentaria generalmente presenta menos porosidad que una costra estructural del mismo suelo (Norton *et al.*, 1985).

Existen numerosos estudios de la influencia de las costras físicas y biológicas sobre la infiltración y la escorrentía a escala local. Estos estudios indican una reducción en la infiltración en superficies encostradas físicamente (Valentin y Ruíz Figueroa, 1987; Bresson y Boiffin, 1990). El efecto del sellado se suele considerar negativo cuando se desea la máxima infiltración, pero se puede considerar bastante beneficioso cuando el objetivo es maximizar la escorrentía (Assouline y Mualem, 2001).

Sin embargo los resultados en zonas encostradas biológicamente son controvertidos. Mientras algunos estudios describen un aumento en la capacidad de infiltración de las superficies encostradas biológicamente (Greene y Tongway, 1989; Eldridge, 1993; Pérez, 1997), otros autores han descrito un aumento en la escorrentía superficial (Greene *et al.*, 1990; Sole *et al.*, 1997; Eldridge *et al.*, 2000) reduciendo la disponibilidad de agua en la zona radicular (Mualem *et al.* 1990; Mualem y Assouline,

1996), y aumentando en muchos casos la erosión aguas abajo, así como, la pérdida de materia orgánica y nutrientes (Mermut *et al.*, 1995).

Según una amplia revisión bibliográfica realizada por Belnap (2006), la problemática existente acerca de la controversia en cuanto a la influencia de de las costras biológicas sobre la infiltración y escorrentía se debe a diversos factores:

- La mayoría de los estudios que evalúan el efecto de las costras biológicas sobre la infiltración y escorrentía comparan suelos encostrados que no han sido alterados con suelos donde los investigadores eliminaban la costra por diferentes métodos. La eliminación de las costras biológicas provoca cambios importantes en la estructura de la superficie y subsuperficie de los suelos, ya que provoca la eliminación de los primeros mm o cm del suelo. Todas estas alteraciones sobre las condiciones originales provocan que sea difícil alcanzar una conclusión sobre cómo afectan las costras a la infiltración y escorrentía. En cambio, estos estudios si demuestran cómo afecta la alteración (en este caso eliminación de la costra) a los suelos encostrados.
- El papel de las costras biológicas en la infiltración y escorrentía puede estar fuertemente influenciado por las condiciones existentes en el lugar antes de aplicar la alteración. Por ejemplo, Eldridge *et al.* (1997) sugirió que las costas biológicas incrementan la infiltración en los lugares degradados, pero no afectan a la infiltración en los lugares no degradados.
- La ausencia de información documentada de las características del suelo que influyen en la infiltración y la escorrentía, tales como la cobertura de las diferentes especies de la costra, la biomasa de cianobacterias, la rugosidad de la superficie del suelo, la textura, el grado de otros tipos de encostramiento (físico, vesicular o químico), la estabilidad de los agregados superficiales y subsuperficiales, el porcentaje de arcillas hinchables, la formación de caliche, la profundidad del sellado y el número de macroporos. Sin este tipo de información, es imposible separar el efecto de las costras biológicas de otros factores del suelo, ya que muchos de ellos pueden anular la influencia de éstas.

- La utilización de diferentes instrumentos y metodologías, o la medida de diferentes variables, hacen difícil la comparación de resultados entre estudios.

Por otra parte, observaciones de campo y laboratorio demuestran que las características de las costras varían considerablemente en el rango de unos pocos centímetros (cambios que a menudo están relacionados con la microtopografía) (Fox *et al.*, 1998) y esta variabilidad espacial en las características hidráulicas de la costra tiene implicaciones en la infiltración total (Fox *et al.*, 1998).

La influencia de las costras en los procesos erosivos es compleja, por una parte numerosos trabajos demuestran que las costras presentan una mayor resistencia al esfuerzo cortante que el suelo no encostrado, dificultando o impidiendo la erosión (Eldridge y Kinnell, 1997; Le Bissonnais y Bresson, 1998) por lo que las costras protegen el suelo del impacto de las gotas y de la fuerza erosiva del viento (Eldridge *et al.*, 2000), pero por otra parte también pueden aumentar la escorrentía, aumentando la erosión aguas abajo, así como la pérdida de materia orgánica y nutrientes (Mermut *et al.*, 1995). En otros casos, se puede aprovechar este excedente de agua para favorecer la cosecha de agua hacia áreas vegetadas (Abu-Awwad y Shatanawi, 1997; Valentin y D'Herbes, 1999; Valentin *et al.*, 1999).

Por lo tanto, para establecer adecuadamente la influencia del encostramiento superficial sobre la escorrentía y la erosión es necesario evaluar el efecto de la escorrentía generada en las zonas encostradas a diferentes escalas espaciales (parche, ladera y cuenca) y temporales (evento, anual y largo plazo).

Aunque está ampliamente demostrada la influencia de las costras sobre la escorrentía y la erosión, normalmente no se incluye en los modelos de escorrentía y erosión y apenas existen trabajos que analicen la influencia de las costras sobre dichos procesos a escala de ladera y de cuenca. Por otra parte, dada la amplia variedad de factores que controlan la aparición y características de las costras (propiedades intrínsecas del suelo, características de la lluvia, topografía o microtopografía, actividades humanas), el encostramiento es un proceso dinámico espacial y temporalmente (Malam Issa *et al.*, 2004), por lo que es necesario el desarrollo de un

modelo para predecir la dinámica espacial y temporal del encostramiento e incluir esta dinámica y sus efectos en los modelos de escorrentía y erosión.

En definitiva, aunque está demostrado el importante papel de las costras (físicas y biológicas) sobre algunas de las variables implicadas en el balance local de agua como la infiltración y la escorrentía, existen bastantes contradicciones respecto a sus efectos.

3.3.- MICROTOPOGRAFIA

3.3.1.- EFECTOS DE LA MICROTOPOGRAFÍA SOBRE LA ESCORRENTÍA Y LA EROSIÓN.

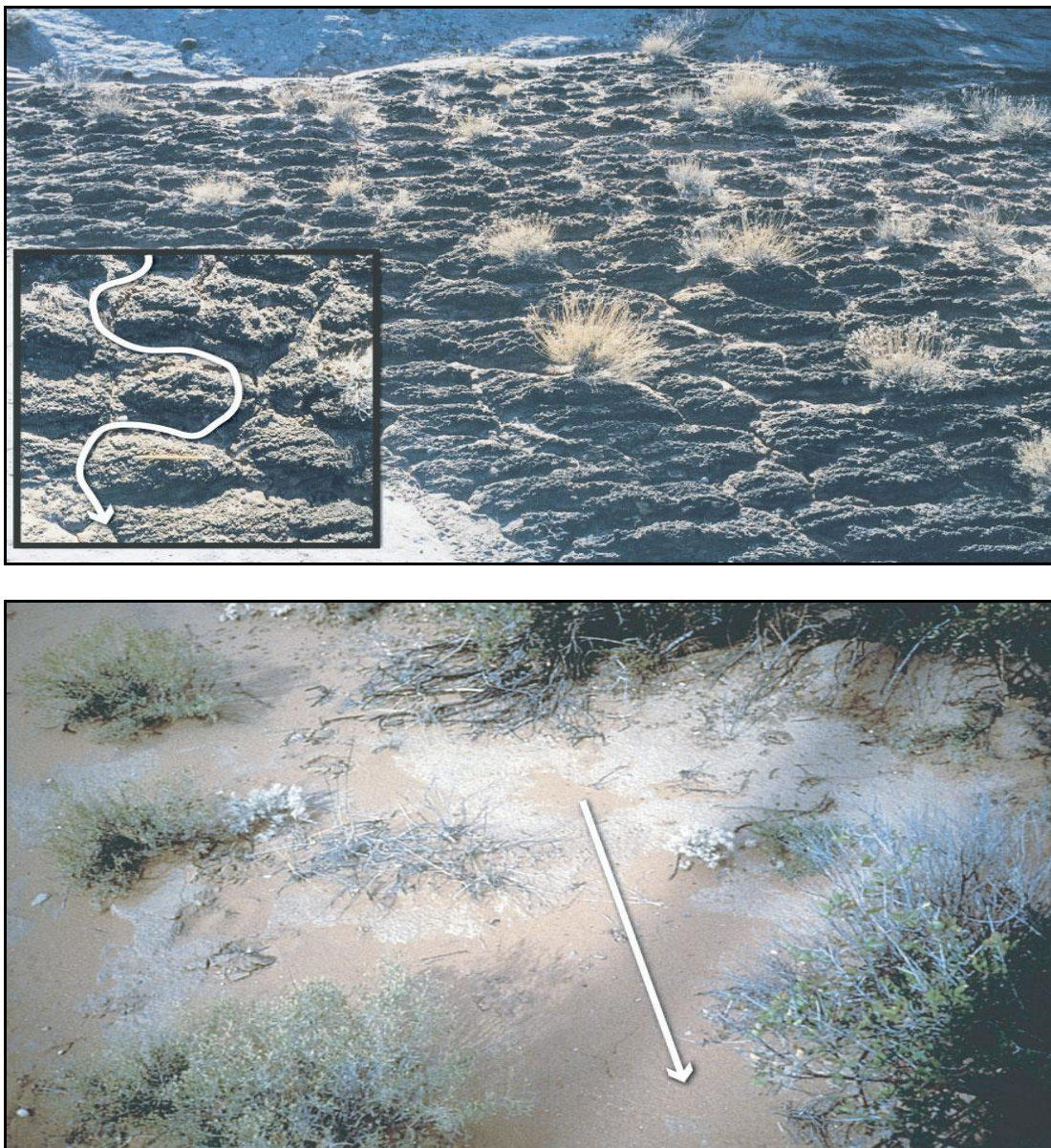
La microtopografía del suelo juega un papel importante en la mayoría de los procesos de intercambio de materia y energía entre el suelo y la atmosfera, ya que modifica la superficie de contacto entre ambos, afectando a la evapotranspiración, infiltración y escorrentía entre suelo y atmósfera condicionando así el agua disponible en el suelo (Allmaras *et al.*, 1966, 1967; Cogo *et al.*, 1983; entre otros).

Su efecto sobre la generación de escorrentía y la erosión ha sido ampliamente estudiado sobre todo en suelos agrícolas (Bjarne *et al.*, 1998; Govers *et al.*, 2000; Kamprost *et al.*, 2000 entre otros) ya que afecta a la cantidad de agua almacenada en la superficie, modifica la fracción del suelo cubierta por la lámina de agua, regula la cantidad de agua necesaria para el inicio de la escorrentía y afecta a la tasa de esta, (Allmaras *et al.*, 1966, 1967; Cogo *et al.*, 1983; Onstad., 1984; Huang y Bradford, 1990).

Además, la microtopografía del terreno amortigua la fuerza con la que impactan las gotas de lluvia sobre la superficie del suelo, reduce el efecto cortante y la velocidad de flujo de agua y disminuye su capacidad de transporte (Helming *et al.*, 1998; Planchon *et al.*, 2000; Liu y Sing, 2004; Gaur y Mathur, 2003), lo cual se traduce en una reducción de la erosión.

Muchos trabajos han descrito un efecto positivo de las CBS sobre la microtopografía del terreno, que varía en función del estado de evolución y del tipo de costra (Belnap 2006; Rodríguez-Caballero *et al.*, 2012; entre otros). Así, podemos encontrar superficies mas rugosas en zonas cubiertas por costras biológicas mas evolucionadas, que se traducirán en un efecto positivo sobre la infiltración de agua y en una reducción de la erosión (Rodríguez-Caballero *et al.*, 2012).

Figura 3.3: Comparación del camino seguido por el agua entre una costra lisa y una costra rugosa.



Fuente: Belnap *et al.*, 2006.

La presencia o la falta de rugosidad de la superficie del suelo puede tener una gran influencia en los tiempos de retención de agua en un sitio determinado (Thurow, 1991). Las costras lisas aplanan la superficie del suelo y por lo tanto se reducen los tiempos de retención de agua en relación a la superficie sin costra (Yair, 1990). En cambio el tiempo de retención es mucho mayor en las costras más rugosas, (Rodríguez-Caballero *et al.*, 2012). Esto es probablemente debido al aumento en longitud de la trayectoria experimentada por el agua que se desplaza sobre una costra con pináculos en comparación con una costra lisa (figura 3.3) y a un aumento en el volumen de agua que es capaz de almacenarse en las microdepresiones de la superficie (Rodríguez-Caballero *et al.*, 2012.).

Se puede suponer que la rugosidad superficial y por lo tanto la tortuosidad, domina el tiempo de retención, se espera que el tiempo de retención va a cambiar con el tipo de superficie del suelo y aumentar en el siguiente orden: *costra lisa* < *suelo desnudo* < *costra rugosa* < *costra ondulada* < *costra con pináculos* (Belnap, 2006).

Kidron (1999), estudiando el efecto de las costras macrobióticas y de la pendiente en la distribución de agua en laderas de dunas en el desierto de Negev (Israel), demostró que la posición en la ladera y por lo tanto la pendiente controla la presencia y distribución espacial de las costras biológicas, pero es el tipo de costra y su biomasa lo que controla la escorrentía. Kidron *et al.* (1999) sugirió que el inicio de la escorrentía en costras biológicas sobre dunas arenosas podría deberse a dos mecanismos: la hidrofobia de las algas verdes cuando están secas y el cierre de los poros por la absorción de agua y el hinchamiento de los filamentos de las cianobacterias.

Según Verrecchia (1995), las cianobacterias, al comienzo de una lluvia, se rehidratan e hinchan, por lo que la escorrentía se genera rápidamente en estas superficies.

No obstante, en los desiertos cálidos, la biomasa de cianobacterias y la rugosidad son generalmente bajas (Belnap *et al.*, 2008). La presencia de líquenes promueve el aumento de la rugosidad de la superficie, por lo que actúan como estructuras de detención de agua aumentando la tasa de infiltración (Danin y Barbour, 1982; Maestre,

2003). Eventualmente, este efecto de la mayor rugosidad puede ser contrarrestado por una mayor hidrofobia de la superficie (Kidron *et al.*, 1999).

Alexander y Calvo (1990) ya establecieron que una porción importante de la superficie cubierta por líquenes crustosos y escamulosos puede limitar la infiltración. Según un estudio reciente realizado por Chamizo *et al.* (2010) en el Cautivo (Desierto de Tabernas), la menor tasa de infiltración y la mayor cantidad de lluvia necesaria para el inicio de la escorrentía en la costra de líquenes, podría explicarse por la pendiente y además, por la mayor hidrofobia de esta costra, ya que las parcelas experimentales presentaban una gran proporción de líquenes de la especie *Diploschistes diacapsis*, muy abundante en el área, la cual es más hidrofóbica que las otras especies de líquenes y que las cianobacterias.

Alexander y Calvo (1990) encontraron una relación inversa entre los tiempos de encharcamiento y escorrentía y la cobertura de líquenes del suelo. En cambio, Eldridge *et al.*, (1997) encontraron una correlación positiva entre el tiempo de encharcamiento y la cobertura de la costra, pero no encontró tal correlación con el tiempo para el inicio de la escorrentía. Según Eldridge *et al.* (1997), las costras rugosas influyen sobre el tiempo de encharcamiento pero no sobre el tiempo para el inicio de la escorrentía. En el Cautivo los resultados sobre el encharcamiento e inicio de la escorrentía, al igual que la tasa de infiltración, se ven afectados por la hidrofobia de la costra y por la biomasa de la costra la cual condiciona la rugosidad de la superficie, (Chamizo *et al* 2010).

En definitiva, las características de la costra como la composición florística, biomasa, rugosidad e hidrofobia son determinantes para explicar la varianza de respuestas hidrológicas de esta clase de costras.

A diferencia de la controversia existente sobre la influencia de las costras en la infiltración, sí parece haber un consenso en cuanto a su papel protector frente a la erosión (Belnap, 2006). Las CBS protegen el suelo frente a la erosión por el agua y el viento. Las hifas de los hongos, los filamentos de las cianobacterias y las estructuras de los musgos y líquenes crean un entramado en la capa superficial del suelo, uniendo las partículas del suelo y los agregados (Fletcher y Martin, 1948; Belnap y Gardner, 1993).

Además, algunas bacterias, hongos y cianobacterias exudan componentes polisacáridos extracelulares que aglutinan las partículas del suelo (Shulten, 1985). En suelos inalterados, la erosión es menor en suelos encostrados biológicamente que en suelos sin costras (Kinnell *et al.* 1990; Eldridge y Kinnell, 1997). En comparación con las costras físicas, las costras biológicas tienen mayor capacidad para estabilizar los suelos, pudiendo ser la erosión por el agua de escorrentía hasta cinco veces menor en estas superficies (Eldridge y Kinnell, 1997).

Experimentos de simulación de lluvia realizados por Eldridge y Greene (1994) en suelos semiáridos en Australia demostraron que las tasas de erosión disminuyeron exponencialmente con la cobertura de la costra. En suelos de textura fina, los líquenes y musgos reducen más la erosión por el impacto de las gotas de lluvia y la generación de sedimentos, que las cianobacterias y las algas (Tchoupopnou, 1989). Las cianobacterias más tardías en la sucesión (e.g., *Nostoc spp.*, *Scytonema spp.*) se encuentran en la superficie del suelo y confieren más protección al suelo que las cianobacterias más tempranas en la colonización como *Microcoleus vaginatus*, que crecen por debajo de la superficie (García-Pichel y Belnap, 2001; Barger *et al.*, 2006).

3.3.2.- MÉTODOS DE MEDIDA DEL MICRORRELIEVE DEL SUELO.

La cuantificación de la rugosidad en superficies de suelos no cultivados es un campo relativamente poco explorado. Un buen escenario lo constituye su aplicación a las superficies cubiertas por CBS, por su abundancia en ecosistemas áridos y semiáridos y la importancia de sus efectos. La dificultad para describir cuantitativamente la rugosidad superficial de las costras biológicas del suelo se debe a la naturaleza de los diferentes índices de rugosidad desarrollados hasta ahora. La medida de rugosidad más extendida es la **rugosidad aleatoria** (Random Roughness, RR), pero se ve muy afectada por variaciones en la pendiente, por tanto, no se puede usar en zonas naturales con pendientes heterogéneas. Hay que aplicar adaptaciones locales de este índice (Haubrock *et al.*, 2009).

Para determinar la rugosidad de un suelo es necesario contar con una medida precisa de la altura del suelo en numerosos puntos de su superficie. Con ese objetivo se han desarrollado varios métodos, los cuales difieren en precisión y naturaleza. Se

distinguen entre métodos de contacto y métodos indirectos. Los primeros son más fáciles de aplicar pero menos precisos y los segundos son más laboriosos, pero en general, más precisos.

3.3.2.1.- MÉTODOS DIRECTOS.

➤ Perfilómetro de varillas.

La metodología basada en la realización de perfiles con varillas ha sido la primera que se desarrolló para la toma de datos sobre el relieve y microrrelieve superficial del suelo y, por tanto la más utilizada a lo largo de las investigaciones que se han llevado a cabo y la más ampliamente validada en campo (Kuipers, 1957; Whalley y Rea, 1994).

Los primeros métodos para obtener datos por este sistema se desarrollaron en los años 60 con la utilización del perfilómetro de agujas (Burwell, *et al.*, 1963; Allmaras *et al.*, 1966; Currence y Lovely, 1970; Steichen, 1984).

La metodología se basa en una varilla, o una serie de varillas móviles, que pueden desplazarse verticalmente. Estas varillas se adaptan a una estructura y se elevan de acuerdo a las diferentes alturas del suelo, al apoyarlas en la superficie a medir (figura 3.4).

La toma de datos de las diferentes alturas se lleva a cabo con el contraste que se obtiene con un fondo calibrado o una referencia dentro de la propia estructura. Entre las aplicaciones de calibración que se pueden hallar en la literatura están la utilización de una superficie de fondo milimétrica (Kuipers, 1957), o de imágenes digitalizadas (Wagner y Yiming, 1991).

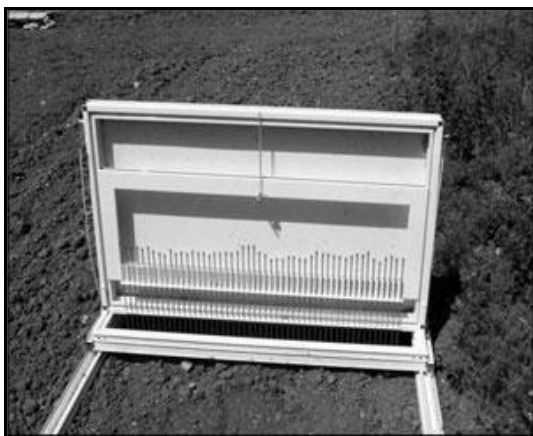
Los aparatos más utilizados se basan en el desarrollado por Wagner y Yiming (1991), en el que una hilera de varillas de peso ligero se dispone en un instrumento de forma que pueden desplazarse. De esta forma, cuando el aparato se deja en la superficie del terreno, las varillas se desplazan de acuerdo a la microtopografía superficial del suelo.

Las diferentes alturas se obtienen a través de las imágenes recogidas por una cámara que por triangulación recoge las diferencias de altura. La calibración se realiza de acuerdo a las distancias a las marcas de referencia del marco de la estructura.

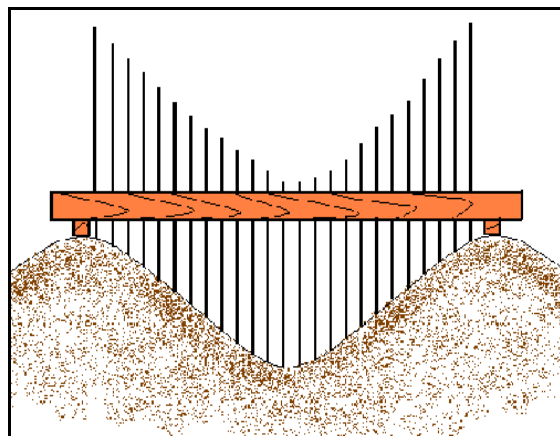
Esta metodología representa la forma más sencilla y probada de registrar la rugosidad superficial del suelo, asimismo, no representa el inconveniente asociado al transporte y daños de las tecnologías más avanzadas utilizadas en otros métodos de más reciente desarrollo.

Sin embargo, esta metodología interfiere con la superficie de medición porque las varillas, y parte de la estructura, entran en contacto con la superficie del suelo durante las mediciones, alterando la superficie que se ha registrado. De esta forma, la repetición de las mediciones no puede llevarse a cabo, ya que es imposible dejar la superficie medida con la misma rugosidad inicial, debido al peso del instrumento y a la manipulación por parte del operador.

Figura 3.4: Perfilómetro de varillas



Fuente: García Moreno *et al*, 2008



Fuente: Rodríguez Gonzalez, 2003.

➤ **Método de la cadena.**

Saleh (1993) propuso el método de la cadena como una técnica relativamente sencilla, rápida y de bajo costo para la determinación de la rugosidad del suelo. Dicho método se determina por el grado de acortamiento de una cadena de rodillos colocada sobre la superficie del suelo, la distancia horizontal cubierta por la cadena disminuye a medida que aumenta la rugosidad superficial.

$$CR= 100 (1- L1/L2)$$

Donde:

CR (Chain roughness) = coeficiente denominado “rugosidad de cadena”

L1 = longitud total de la cadena

L2 = distancia horizontal entre los extremos de la cadena cuando se colocan sobre el suelo.

Más adelante Skidmore (1997) que el método de la cadena podría estar sujeto a la indeterminación de la escala, ya que una cadena muy fina podría producir el mismo valor de CR para una superficie con muchos elementos de rugosidad pequeños como para una superficie con un número menor de elementos de rugosidad más grandes de la misma forma.

Basándose en una simulación por ordenador, Merrill (1998) llegó a la conclusión de que cualquier indeterminación de escala en el uso de una sola cadena podría superarse mediante el uso de un conjunto de cadenas donde se relacionan sus longitudes individuales en progresión geométrica.

3.3.2.2 MÉTODOS INDIRECTOS

Han sido desarrollados diferentes dispositivos para generar modelos de elevación del suelo. Estos modelos de elevación en formato digital son ampliamente usados para determinar la capacidad de almacenamiento de agua, la rugosidad, la formación de surcos y otros procesos importantes.

➤ **Métodos fotogramétricos.**

Merel y Farres (1998) demostraron en sus estudios la validez de la fotografía analítica para cuantificar los cambios del microrrelieve del suelo en parcelas iguales o menores de 1m².

Bruneau y Gascuel-Odoux (1990) utilizaron la fotogrametría terrestre para modelar las direcciones del flujo superficial que se hallaban en un campo de maíz.

Algunas de las ventajas de la técnica fotogramétrica, en comparación con otras técnicas, es que las fotografías de la superficie suministraban un registro continuo del estado de la rugosidad superficial del suelo en un momento determinado, que puede ser re-evaluado posteriormente. Además de la posibilidad de estudiar características que no son morfológicas, distinguiendo las variaciones a pequeña y gran escala de los datos de coordenadas cartesianas x, y, z.

La fotogrametría ya se ha utilizado en algunas aplicaciones en el campo de la geomorfología y la investigación de la erosión del suelo. Welch y Jordan (1983) utilizan fotogrametría analítica para controlar la erosión de canales. Kirby (1991) describe las ventajas de la fotogrametría para los estudios geomorfológicos haciendo hincapié en la rápida adquisición de datos, la portabilidad de un sistema basado en cámaras y la fácil cobertura de las zonas con un bloque de imágenes como principales ventajas.

➤ **Rugosímetro láser**

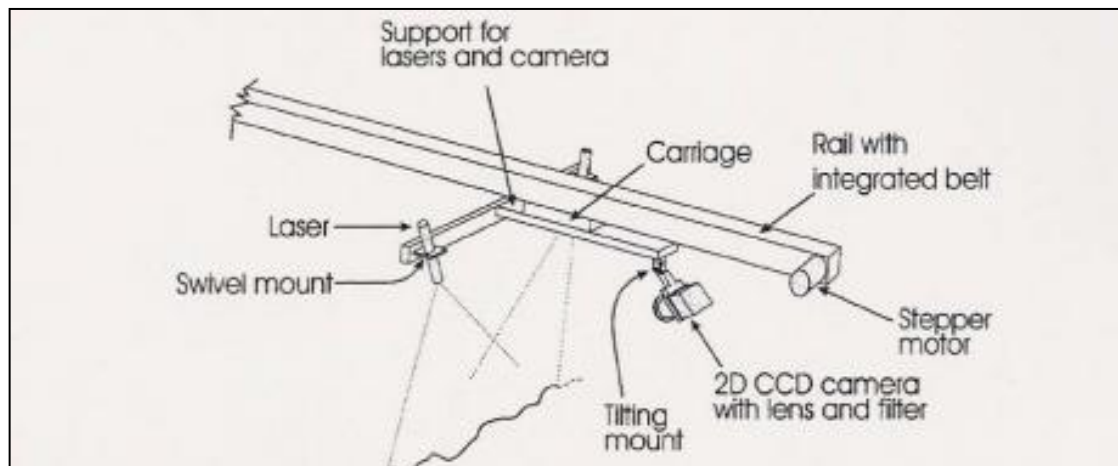
Huang y Bradford (1990) y Bradford (1998), basándose en el hecho de que el microrrelieve superficial del suelo no es estacionario y que sus características varían con la posición, establecieron que la rugosidad superficial depende de la escala de medida.

A partir de la idea bidimensional de los datos de medida de rugosidad, Huang y Bradford (1990) desarrollaron un sistema digital capaz de producir múltiples perfiles de superficie en espacios muy próximos para cuantificar el microrrelieve. A partir del transductor óptico de Huang *et al.*, (1988), Huang y Bradford (1990) desarrollaron un escáner portátil capaz de digitalizar microrrelieves del suelo, en dos dimensiones (2-D),

en una rejilla de 0,5 mm de separación de dos puntos con una resolución de elevación de 0,1 a 0,3 mm.

El primer prototipo desarrollado presentaba el inconveniente de efectos relacionados con las sombras, que impedían la representación real de la imagen a digitalizar. A partir de las diversas experiencias obtenidas con los aparatos iniciales, Darboux y Huang (2003) empezaron a experimentar con un nuevo modelo (figura 3.5), en el que el emisor y el receptor están dispuestos sobre una estructura en línea, más flexible, que permite medir instantáneamente las alturas de un perfil de superficie de forma rápida, gracias al avance de las diferentes tecnologías informáticas y ópticas.

Figura 3.5: Rugosímetro láser



Fuente: Darboux y Huang, 2003

➤ **Método análisis de sombras.**

Este método basado en la medición por medio de fotos digitales de las sombras que se generan debido a la rugosidad del suelo. El método consiste en la interpretación de imágenes del suelo en relación al porcentaje de sombras detectadas y su relación con la relación de rugosidad, presente en el terreno. Para ello se utilizan imágenes digitales del terreno a analizar y una serie de programas informáticos para comparación de la sombra proyectada por la rugosidad con un ángulo determinado, en este caso 45°, cuando la luz solar incide en dicha superficie.

De esta forma, la metodología de análisis de sombras ofrece unos resultados comparables con los obtenidos por el perfilómetro de varillas, pero con un tiempo de obtención de unas 12 a 20 veces menor.

➤ **Escáner 3-D.**

Un **escáner 3D** es un dispositivo que analiza un objeto o una escena para reunir datos de su forma y ocasionalmente su color. La información obtenida se puede usar para construir modelos digitales tridimensionales que se utilizan en una amplia variedad de aplicaciones, por ejemplo: automóvil, arqueología, ingeniería, medicina, etc.

El propósito de un escáner 3D es, generalmente, el de crear una nube de puntos a partir de muestras geométricas en la superficie del objeto. Estos puntos se pueden usar entonces para extrapolar la forma del objeto (un proceso llamado reconstrucción).

Los escáneres 3D son distintos a las cámaras. Al igual que éstas, tienen un campo de visión en forma de cono, pero mientras una cámara reúne información de color acerca de las superficies dentro de su campo de visión, los escáneres 3D reúnen información acerca de su geometría. El modelo obtenido por un escáner 3D describe la posición en el espacio tridimensional de cada punto analizado.

Hay dos tipos de escáneres 3D en función de si hay contacto con el objeto o no. Los escáneres 3D sin contacto se pueden dividir además en dos categorías principales: escáneres activos y escáneres pasivos.

- ***Escáner de contacto***

Los escáneres 3D de contacto examinan el objeto apoyando el elemento de medida (palpador) sobre la superficie del mismo, típicamente una punta de acero duro o zafiro. Una serie de sensores internos permiten determinar la posición espacial del palpador.

Su mayor desventaja es que requiere el contacto físico con el objeto para ser escaneado, por lo que el acto de escanear el objeto quizás lo modifique o lo dañe.

- ***Escáner sin contacto***

- Los **escáneres sin contacto activos** emiten alguna clase de señal y analizan su retorno para capturar la geometría de un objeto o una escena. Se utilizan radiaciones electromagnéticas (desde ondas de radio hasta rayos X) o ultrasonidos.
- Los **escáneres sin contacto pasivos** no emiten ninguna clase de radiación por sí mismos, pero en lugar se fía de detectar la radiación reflejada del ambiente. La mayoría de los escáneres de este tipo detectan la luz visible porque es una radiación ya disponible en el ambiente.

➤ **Escáner láser 3-D**

En los últimos años, la exploración láser en 3D, se ha hecho cada vez más importante para la representación de superficies regulares e irregulares. Es un nuevo instrumento importante para la representación de objetos, con todas sus posibles aplicaciones. Sin duda alguna, resulta más que satisfactoria para la medición de superficies irregulares, como es nuestro caso. Probablemente este es el mejor método para tales usos (Marbs, 2002).

En nuestro caso los datos obtenidos del escáner son mallas de puntos con superficies ya definidas gracias a la interpolación realizada por el software de adquisición de los datos y texturas fotorrealistas por la incorporación de una cámara, (especificada en los datos técnicos del escáner).

Para posibilitar la presentación fotorrealista de objetos, un requisito importante es que los modelos 3D sean geoméricamente precisos. Los modelos 3D deben estar texturizados a partir de imágenes digitales de alta calidad. Estas imágenes podrán utilizarse para medir precisión distancias, superficies volúmenes de las distintas características del objeto.



Figura 3.6: Escáner láser 3D

Fuente: Enciclopedia Universal

Los escáneres láseres terrestres (figura 3.6) pueden clasificarse, según el principio de medición de distancias en dos grupos (Ortiz *et al.*, 2007):

- **Escáneres de distancia** (ranging scanners)
- **Escáneres basados en triangulación** (triangulation scanners).

Tabla 3.1: Clasificación de los escáneres láser, basada en el principio de medición.

TECNOLOGÍA DE MEDICIÓN		RANGO (m)	PRECISIÓN (mm)	FABRICANTES
Distancia	Tiempo de vuelo	< 100	< 10	Callidus, Leica, Mensi, Optech, Riegl
		< 1000	< 20	Optech, Riegl
	Medida de fase	< 100	< 10	IQSun, Leica, VisImage, Zoller+Fröhlich
Triangulación Óptica		< 5	< 1	Mensi, Minolta

Fuente: Fröhlich y Mettenleiter, 2004

Los escáneres de distancia pueden medir distancias mucho mayores que los instrumentos que funcionan por triangulación, sin embargo son menos exactos, especialmente los de la gama cercana. La precisión está entre algunos milímetros y dos

o tres centímetros dependiendo de la distancia entre el objeto y el observador, (Boehler *et al.*, 2001).

Los escáneres basados en el método de *comparación de fases*, debido a la mayor complejidad en el análisis de la señal, los resultados pueden ser más exactos. Puesto que se necesita una señal de retorno bien definida pueden ser de un alcance reducido y tender a producir más puntos incorrectos (Boehler y Marbs, 2002).

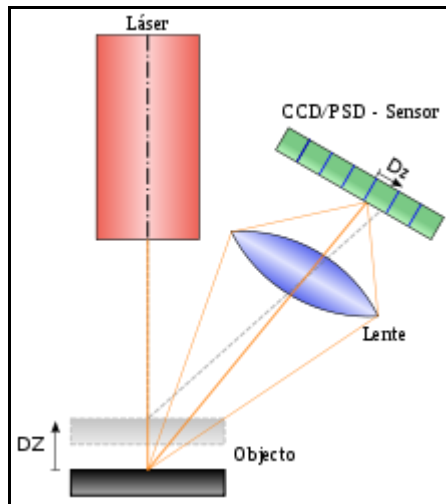
El segundo grupo de escáneres se basa en un principio simple de la *triangulación*. El escáner láser de triangulación 3D usa la luz del láser para examinar el entorno. El haz de luz láser incide en el objeto y se usa una cámara para buscar la ubicación del punto del láser. Dependiendo de la distancia a la que el láser golpee una superficie, el punto del láser aparece en lugares diferentes en el sensor de la cámara.

Esta técnica se llama triangulación porque el punto de láser, la cámara y el emisor del láser forman un triángulo. La longitud de un lado del triángulo definido por la cámara y el emisor del láser es conocida. El ángulo del vértice del emisor de láser se sabe también. El ángulo del vértice de la cámara (paralaje) puede ser determinado mirando la ubicación del punto del láser en la cámara. Estos tres valores permiten determina el resto de las dimensiones del triángulo, y por tanto, la posición de cada punto en el espacio (figura 3.7).

La precisión de este sistema de medida puede ser muy elevada (milésimas de milímetro), pero depende del ángulo del vértice opuesto al escáner (cuanto más se aparte de 90° más baja es la precisión), lo que limita el tamaño de la escena a analizar. Dado que ese ángulo depende fuertemente de la distancia entre el emisor láser y la cámara, el aumentar el alcance supone incrementar mucho el tamaño del equipo de medida. En la práctica, el alcance máximo de estos escáneres se limita a 20-30 cm.

En la mayoría de los casos en lugar de un punto de medida se proyecta una línea que barre la superficie del objeto para acelerar el proceso de adquisición.

Figura 3.7: Principio de un sensor láser de triangulación.



Fuente: Enciclopedia Universal

3.3.3.- EFECTO DE LAS COSTRAS EN LA MICROTOPOGRAFIA

Las CBS influyen sobre la microtopografía del suelo, aumentando la rugosidad y actuando como estructuras de retención de agua que pueden por tanto favorecer la infiltración.

Generalmente, la rugosidad aumenta a medida que aumenta la evolución de la costra biológica, (Kidron 2007; Rodríguez-Caballero *et al.*, 2012). Lo cual se traduce en un aumento de la infiltración y una reducción de la erosión (Rodríguez-Caballero *et al.*, 2012), por lo que costras mas evolucionadas, como las costras de líquenes, promueven una mayor rugosidad de la superficie que las cianobacterias y, por tanto, pueden aumentar más la infiltración. Sin embargo, los resultados obtenidos en los últimos estudios muestran que la escorrentía comienza antes y es mayor en la costra de líquenes, (Chamizo *et al.*, 2010), coincidiendo con resultados previos en el mismo área (Alexander y Calvo-Cases, 1990; Solé-Benet *et al.*, 1997; Cantón *et al.*, 2001, 2002) que apuntan que una extensa superficie del suelo cubierta por líquenes crustáceos y escuamulosos reducen la infiltración.

Esto puede deberse a diversos factores, como la pendiente y la mayor hidrofobia de esta costra. En el Cautivo la distribución espacial de los tipos de cubiertas del suelo está fuertemente controlada por la topografía (Lázaro *et al.*, 2000; Cantón *et al.*, 2004). Los líquenes cubren laderas con pendientes muy elevadas, sólo ligeramente inferiores a

las de las laderas erosionadas con costra estructural, mientras que las cianobacterias y la costra deposicional con cianobacterias incipientes aparecen en piedemontes y geoformas con pendientes más suaves.

Otra razón relacionada con el aumento de escorrentía en las superficies cubiertas por CBS es la expansión e hinchamiento que estos organismos sufren cuando se mojan. Este efecto produce el cierre de los poros de la matriz del suelo y originando superficies hidrofóbicas (Roberts y Carbon, 1972; Kidron *et al.*, 1999). Kidron *et al.* (1999) encontraron que la escorrentía se generaba rápidamente en las CBS debido a la hidrofobia de las algas. De Ploey (1980) observó, en dunas arenosas en Kalmthout (Bélgica), una disminución en las tasas de infiltración debido a la colonización por algas y hongos y la hidrofobia inducida por los mismos.

Así podemos observar cómo, a medida que aumenta la biomasa de líquenes formando una costra continua en la superficie del suelo, mayor es el agua retenida entre las hifas del liquen y la superficie de los talos, pudiendo reducir así la infiltración y favorecer los procesos de escorrentía (Souza-Egipsy *et al.*, 2002). Las cianobacterias, en cambio, consisten en filamentos en la superficie del suelo, dejando espacios libres entre ellos, y por tanto resulta probable que ocupen los poros del suelo a diferencia de líquenes y musgos (Belnap, 2006). Este proceso de absorción de agua resulta en variaciones en el volumen de CBS, que pueden alterar la microtopografía del terreno y por lo tanto ejercer un efecto extra sobre la generación de escorrentía y erosión.

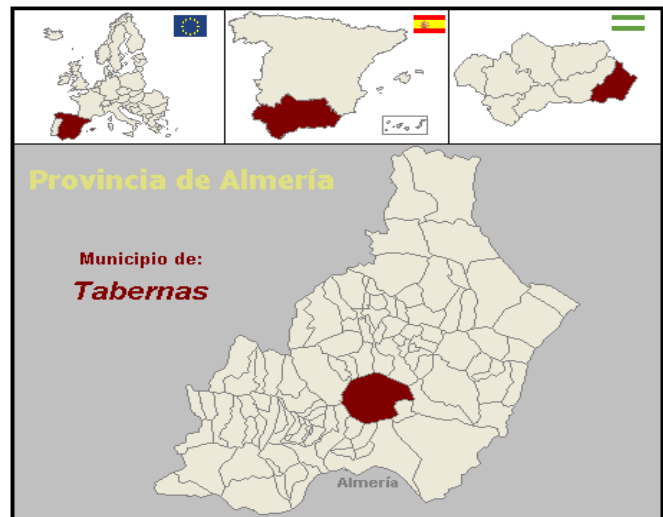
CAPÍTULO 4.

MATERIAL Y MÉTODOS

4.1 ZONA DE ESTUDIO

El trabajo de campo se llevó a cabo en la estación Experimental “El Cautivo” situada en el término municipal de Tabernas, la cual limita al norte con Sierra de Filabres y al sur con Sierra Alhamilla (figura 4.1).

Figura 4.1: Ubicación en el mapa de la zona de estudio.



Fuente: Enciclopedia Universal



Fuente: www.juntadeandalucia.es



Fuente: Solé-Benet (2008)

Se trata de una zona acarcavada (*badlands*), que se ha ido desarrollando sobre margas yesíferas escasamente estratificadas desde el Tortonense (Cantón *et al.*, 2001, 2001b, 2002).

El clima de la zona es termomediterráneo semiárido (Lázaro y Rey, 1990) con largos y secos veranos, una temperatura media anual de 17.9 °C y una precipitación media anual de 235 mm, que se concentra principalmente en invierno. La evapotranspiración potencial anual es de unos 1500 mm, por lo que existe un déficit hídrico anual importante (Cantón *et al.*, 2003).

Los suelos son generalmente poco profundos aunque con un grado de desarrollo más acusado del que cabría esperar si consideramos exclusivamente la precipitación media anual. La cartografía edafológica existente al 1:100.000 (Pérez Pujalte, 1987; Oyonarte, 2004) considera que el conjunto del área está dominado por Solonchaks órticos con inclusiones de Regosoles calcáricos (FAO-UNESCO, 1974). Sin embargo, un estudio detallado del área experimental revela notables diferencias entre los suelos presentes en diferentes orientaciones y pendientes, así como mayor variedad de unidades de suelo (Cantón *et al.*, 2003), proporcionando las claves de su formación y evolución y aporta elementos indispensables para su manejo sostenible. Son suelos, en general, franco-limosos con un bajo contenido en arcilla y un elevado contenido en limo fino. Su contenido en materia orgánica es generalmente muy bajo, y por el origen marino de la roca madre domina el yeso y los carbonatos secundarios, dando conductividades eléctricas entre 7 y 8,5 y oscilando los pH entre neutros y alcalinos.

La zona presenta un amplio mosaico de superficies representadas por una cobertura discontinua de plantas perennes, algunas anuales y costras físicas y biológicas, que llegan a cubrir más del 80% de la superficie del suelo (Cantón *et al.*, 2004b). Se pueden encontrar laderas cubiertas sólo por costras físicas, representadas por la marga, o bien laderas cubiertas casi exclusivamente por costras biológicas (principalmente por líquenes), con una cobertura de 5-10% de matorral disperso.

Las costras más representativas identificadas en esta área y objeto de nuestro estudio se pueden apreciar en la figura 4.2:

Figura 4.2: Principales tipos de costras presentes en El Cautivo



Costra biológica colonizada por Cianobacterias en grado incipiente



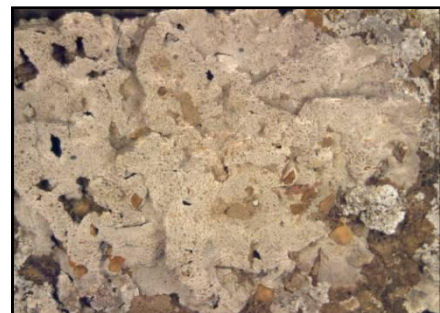
Costra biológica dominada por Cianobacterias.



Costra física



Costra biológica dominada por líquenes de *Squamarina*.



Costra biológica dominada por *Diploschistes*

4.2 TRABAJO DE CAMPO.

El trabajo de campo consistió en obtener muestras de suelos inalterados con distintos tipos de costras que fueron extraídas mediante cajas de Kubiena de 15 cm de largo por 12 cm de ancho y 5cm de profundidad.

Concretamente, las inalteradas de suelo extraídas en campo se correspondieron con: costra de líquenes dominada por *Squamarina lentigera*, costra de líquenes dominada por *Diploschistes diacapsis*, costra dominada por cianobacterias bien desarrollada y costra dominada por cianobacterias con un grado de colonización incipiente. También se extrajo suelo desnudo para utilizarlo como testigo.

4.2.1 TOMA DE MUESTRAS

De cada tipo de costra se recogieron 5 repeticiones, aunque algunas de ellas se deterioraron durante el transporte y/o almacenamiento. Esto nos permitirá la realización de un estudio estadístico que refuerce los resultados obtenidos.

➤ **Material (figura 4.3) :**

- Piqueta
- Martillo
- Tabla
- Agua
- Caja de Kubiena de (15 x 12 x 5) cm.
- Lamina fina de metal.
- Trozo de tela
- Cinta de carroceros

Figura 4.3: Material utilizado en campo

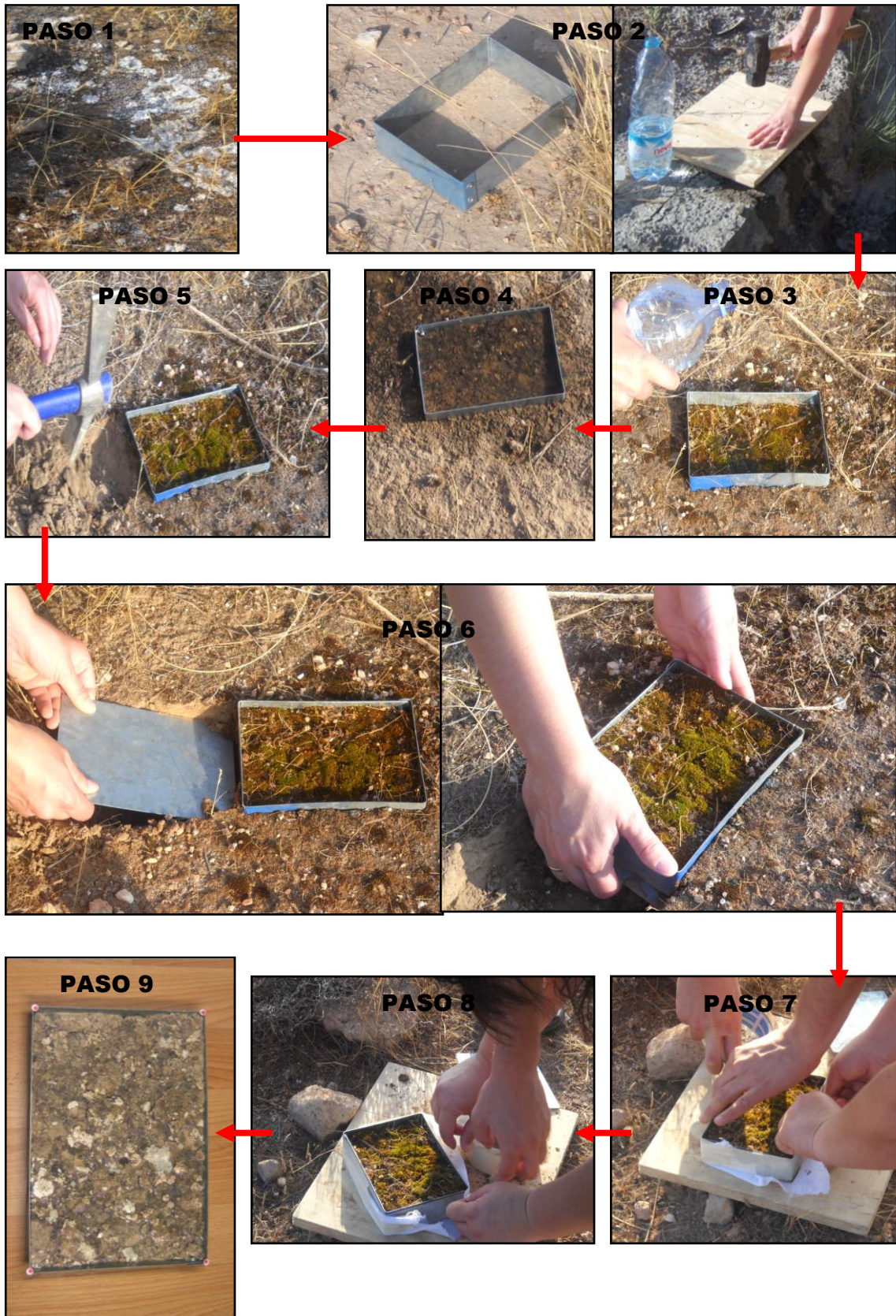


Fuente: fotos propias

4.2.2. PROCESO DE OBTENCIÓN DE LA MUESTRA (figura 4.4).

1. Localizamos una zona donde se encuentre la costra que buscamos lo más uniforme posible y se den las condiciones adecuadas para su extracción.
2. Colocamos la bandeja sobre el terreno y con ayuda de una tabla y un martillo introducimos la bandeja en la tierra.
3. Seguidamente procedemos a humedecer con agua la costra que hay en el interior de la bandeja, para facilitar su extracción.
4. Esperamos 10 minutos para que se humedezca toda muestra.
5. Con una piqueta despejamos por un lateral de la caja junto a la caja de metal, el sobrante de tierra para poder introducir la lamina fina de metal por debajo de la muestra.
6. Introducimos con cuidado la lámina fina de metal hasta que cubra todo el fondo de la muestra y la extraemos.
7. Una vez extraída la muestra, colocamos la caja sobre un trozo de tela en una superficie firme y retiramos la lámina de metal con cuidado de no romper la muestra.
8. Después procedemos a fijar el trozo de tela a la caja con cinta de carroceros.
9. Ya tenemos la muestra lista para llevar al laboratorio.

Figura 4.4: Pasos para la extracción de la muestra en campo.



4.3 TRABAJO DE LABORATORIO.

4.3.1 PREPARACIÓN DE LA MUESTRA

Las muestras se dejan en el laboratorio durante una semana, hasta asegurarnos de que la tierra está totalmente seca.

Se ha recogido arena de la playa (figura 4.5) para que sirva de lecho a nuestras muestras durante la fase de humidificación y escaneo. La arena se tamiza para conseguir un grano uniforme y se lava con agua destilada para eliminar impurezas hasta que el agua salga transparente. Una vez limpia se deja que seque durante unos días. Cuando esté totalmente seca se coloca en una bandeja repartida de forma homogénea.

Figura 4.5: Bandeja con arena usada en laboratorio



4.3.1.1 ENSAYOS PREVIOS

Se probaron varias técnicas, todas ellas sobre suelo desnudo, para comprobar que no hay hinchamiento.

- **Ensayo 1:**
 1. Se coloca la muestra sobre la arena en seco.
 2. Realizamos el primer escaneo con el láser 3D industrial NextEngine tal y como explicaremos posteriormente.
 3. Después saturamos el lecho de arena con agua.

4. Cada cierto tiempo medimos el hinchamiento con el escáner láser de la costra.

Incidencias: observamos al realizar las mediciones que la bandeja se hunde al encharcar la arena, por tanto, esa opción queda descartada.

➤ **Ensayo 2:**

1. En primer lugar saturamos el lecho de arena y dejamos secar unos días para que esta se asiente.
2. Una vez seca, colocamos la muestra sobre la bandeja de arena.
3. Saturamos el lecho de arena con agua.
4. Cada cierto tiempo medimos el hinchamiento de la costra.

Incidencias: El suelo sin costra se ha hinchado a partir de los 40 minutos aproximadamente.

✓ *Estas dos técnicas nos llevan a descartar la humectación por capilaridad.*

4.3.1.2 METODOLOGÍA FINAL:

1. Saturamos el lecho de arena y dejamos secar unos días para que esta se asiente. Esto lo hacemos solo una vez.
 2. Cuando esté seca, colocamos la muestra sobre la arena.
 3. Pulverizamos la muestra.
 4. Cada cierto tiempo medimos el hinchamiento de la costra.
- ✓ *Finalmente, se eligió la opción de pulverizar la muestra con un nebulizador. La cantidad de agua pulverizada corresponde a 2 l/m^2 , porque esta es la cantidad mínima de agua necesaria para que se inicie la escorrentía en El Cautivo, (Solé Benet et al., 2008), lugar del que hemos obtenido las muestras.*

Durante el desarrollo de estos ensayos también se eligió el modo de escaneo y el tiempo de escaneo (explicado en el apartado “escaneo de las muestras”).

4.3.2 LÁSER ESCÁNER

El escáner láser industrial de bajo coste y portable NextEngine Desktop 3D Scanner, será el dispositivo empleado para la obtención del microrrelieve de suelos mediante técnicas de escaneo láser. Este escáner láser ha demostrado su aplicabilidad a la obtención del microrrelieve de suelos agrícolas (Aguilar *et al.*, 2009; Gómiz, 2010), trabajando en campo y con precisiones de alrededor de 0,4 mm. Debido a la extrema precisión requerida en este trabajo, se decidió trabajar con el láser NextEngine en modo de máxima resolución y precisión (modo High Definition y MACRO, tablas 4.1 y 4.2). Esto permitía la generación de escaneos simples de una superficie de unos 12 por 10 cm², una densidad de puntos capturados de 400 puntos por pulgada y una precisión nominal de 0,127 mm.

Tabla 4.1: Comparación del escaneo de una muestra entre modo High Definition (Hd) y Standard Definition (Sd).

Muestra en seco	Nº puntos	Triángulos
Standard Definition	42.705	80.905
High Definition	303.622	583.360

Fuente: datos propios

Tabla 4.2: Diferencias entre modo Macro y modo Wide

Modo	Macro	Wide
Resolución (pulgadas)	0,005	0,016
Rango de distancia (mm)	130-230	380-560
Rango de distancia (pulgadas)	5-9	15-22
Distancia ideal (mm)	165	460
Distancia ideal (pulgadas)	6,5	17
Uso	Capturar objetos hasta el mínimo detalle.	Formato destinado a la colocación de objetos más grandes del tamaño de una caja de zapatos

4.3.3.- ESCANEEO DE LAS MUESTRAS

Como se observa en la figura 4.6 el escáner utilizado para este estudio, es de sobremesa y carece de cualquier tipo de soporte para un uso. A tal fin fue construido un bastidor para sujetarlo.

Figura 4.6: Láser escáner NextEngine Desktop 3D



Fuente: www.nextengine.com

Este bastidor (figura 4.7), está construido por dos caballetes de madera de altura 45 cm unidos mediante perfiles de aluminio en ángulo recto que impiden cualquier posible movimiento del mismo. Los perfiles se sujetan al bastidor, mediante una serie de espárragos roscados al mismo y alineados entre los dos caballetes. Para colocar la muestra a la distancia adecuada se construye un soporte de madera de 30 cm, donde se coloca la muestra.



Figura 4.7: Bastidor de madera.

El software por defecto que incorpora el escáner es el “ScanStudio HD”. Dicho software nos permite la configuración de los parámetros de escaneo.

Como ya hemos especificado anteriormente una vez elegidos los parámetros de escaneo se procede a ello.

Las muestras fueron escaneadas en seco y a los 30 minutos después de haber sido humedecidas. Dicho tiempo fue elegido para evitar que el hinchamiento fuera del propio suelo y no de la costra.

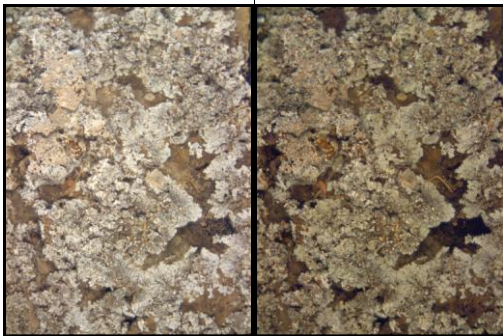
Para cada tipo de costra se realizaron varios escaneos (figura 4.8, 4.9, 4.10 y 4.11).

Figura 4.8: Escaneos costra biológica colonizada por líquenes de *Squamarina*.

Muestra 1:

Seco

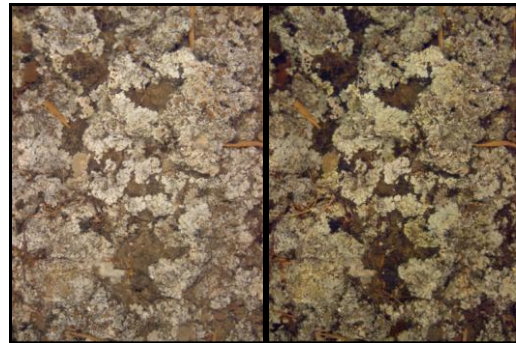
A los 30 minutos



Muestra 2:

Seco

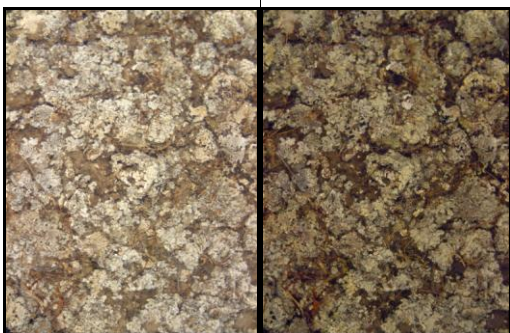
A los 30 minutos



Muestra 3:

Seco

A los 30 minutos



Muestra 4:

Seco

A los 30 minutos

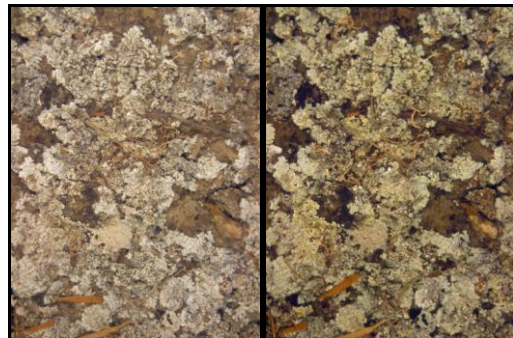
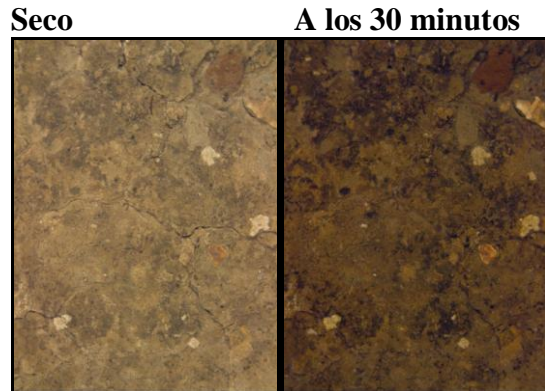
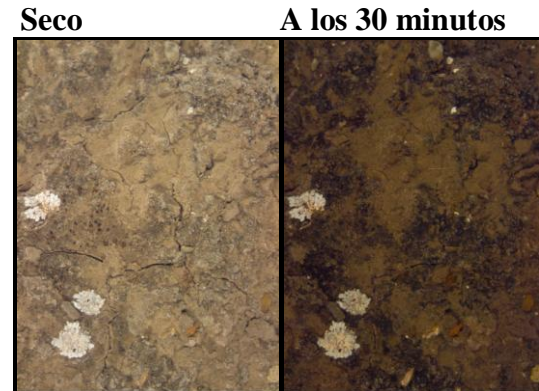


Figura 4.9: Escaneos de costra biológica colonizada por Cianobacterias incipientes.

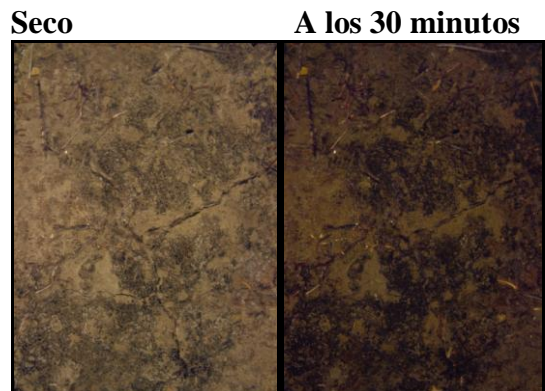
Muestra 1:



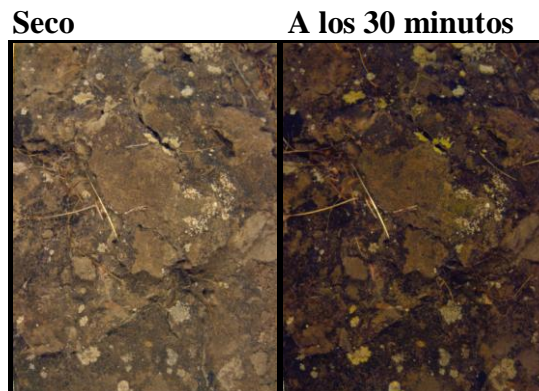
Muestra 2:



Muestra 3:



Muestra 4:



Muestra 5:

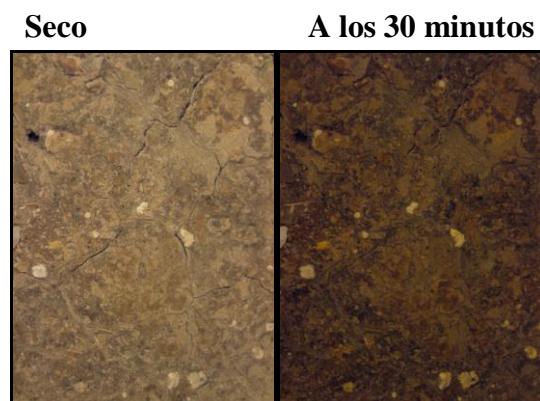
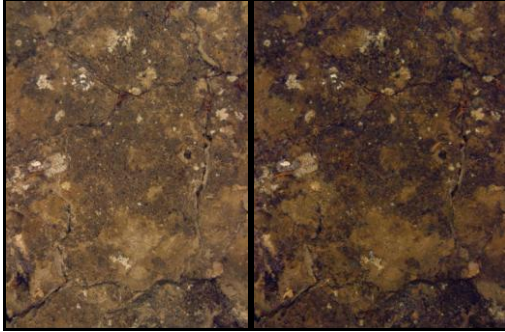


Figura 4.10: Escaneos costra biológica colonizada por Cianobacterias desarrolladas.

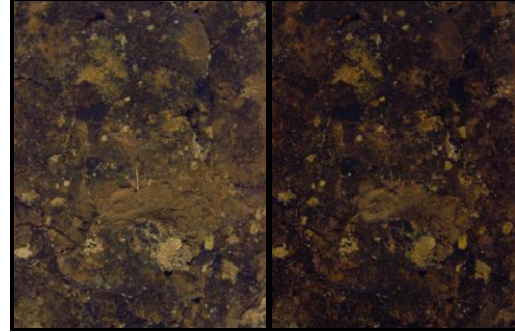
Muestra 1:

Seco **A los 30 minutos**



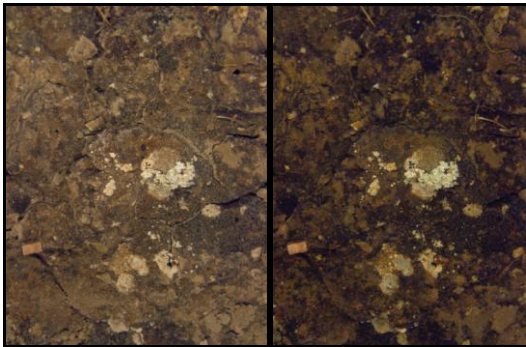
Muestra 2:

Seco **A los 30 minutos**



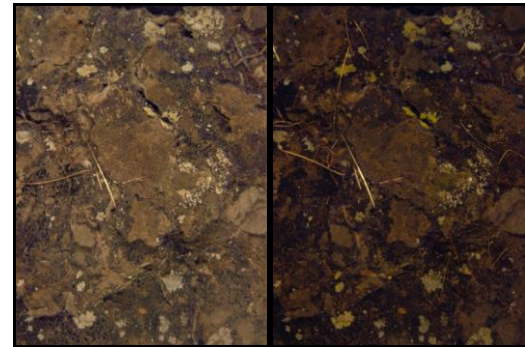
Muestra 3:

Seco **A los 30 minutos**



Muestra 4:

Seco **A los 30 minutos**



Muestra 5:

Seco **A los 30 minutos**

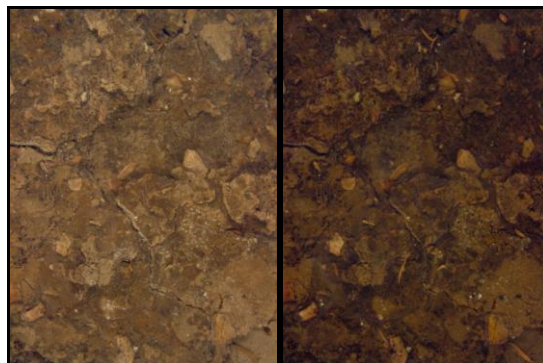
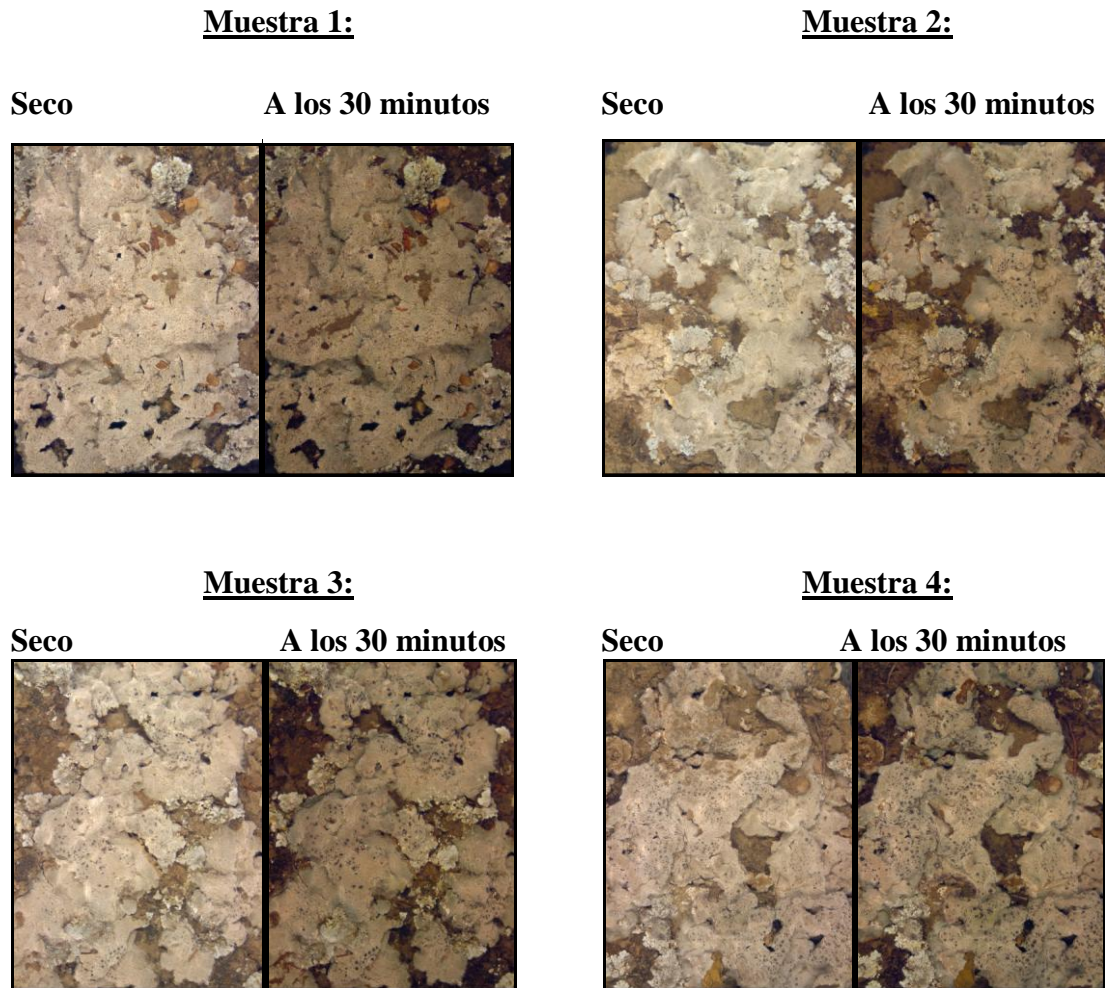


Figura 4.11: Escaneos costra biológica colonizada por líquenes de *Diploschistes*.



Durante el proceso de escaneos obtenemos también el número de puntos escaneados para cada malla.

4.4 TRABAJO DE GABINETE

Las muestras no son homogéneas, es decir, dentro de una misma muestra puede haber *Diploschistes*, *Squamarina* o suelo desnudo.

Una vez obtenidos los datos de la exploración láser se han eliminado todas las zonas que no son de interés para el estudio y pueden alterar los resultados finales.

Tabla 4.3: Comparación de los datos de la muestra 1 (figura 4.11), de *Diploschistes* recortada y sin recortar

	Distancia mínima (mm)	Distancia máxima (mm)	Distancia media (mm)	Desviación estándar (mm)
Sin recortar	-0,780	1,488	0,293	0,369
Recortada	-0,725	1,548	0,333	0,368

Como podemos observar en la tabla 4.3, los datos varían cuando se han eliminado las partes de la muestra que no pertenecen a la costra con respecto a los datos obtenidos antes del recorte.

Este trabajo de eliminación de puntos 3D que no estaban dentro de la zona de interés del escaneo (i.e. pertenecían suelo desnudo cuando la muestra general era de *Squamarina*) se realizó mediante el uso del software RapidForm 2004, seleccionando en pantalla aquellas áreas que se quieren editar. El editado de la muestra se realiza mediante la opción “Edit-→Select Entities→ Vertex”. Este proceso se repite para todas las muestras en seco.

4.4.1 CÁLCULO DE VIABILIDAD DEL ESCÁNER

Elbasit *et al.* (2009) recuerda como el escáner láser, que ha sido utilizado para la representación de superficies del suelo desde hace algún tiempo, dota al Modelo Digital de Elevaciones (MDE) de elevada exactitud y precisión. Sin embargo, desde la primera aplicación al estudio del microrrelieve mediante la representación de superficies del suelo, no se ha desarrollado ningún escáner láser comercial barato. Además el escáner láser requiere mucho tiempo para adquirir los datos de campo, pero no altera el suelo al no necesitar el contacto directo (Valera Martínez, 1997).

Si bien es cierto que en la actualidad el escáner láser es una unidad en pleno desarrollo y con pocos modelos económicos en el mercado, esto ya no es cierto del todo gracias a la aparición del escáner usado en este estudio.

El número de puntos finalmente escaneado para la obtención del microrrelieve de los distintos tipos de costras fue una de las variables que, posteriormente, se

analizarán estadísticamente. Se pretende encontrar si existe una disminución en el número de puntos que obtiene el escáner asociado con la humedad del suelo, o si hay relación entre los distintos tipos de costras y el número de datos 3D capturados para su representación.

4.4.2 CÁLCULO DE HINCHAMIENTO POR HUMECTACIÓN

Una vez eliminados los puntos de la muestra en seco que no están dentro de la zona de interés del escaneo se procede a la comparación de las mallas. Dicha comparación se realiza para cada muestra entre el escaneo antes de ser humectada y el escaneo 30 minutos después de ser humectada.

En primer lugar se exportaron las mallas del programa nativo del escáner a “Rapidform 2004” utilizando el formato de archivo “obj”. Este formato nos permitía mantener la textura capturada de la malla, además de un tamaño manejable para el sistema. Este proceso hay que repetirlo para todas las muestras de cada costra.

Mediante el módulo Scan de Rapidform se realizó la unión de las mallas y se procedió a su comparación. Se utilizó los comandos: measure → Shell and Shell deviation.

Una vez mostrada la comparación escogemos los parámetros “Signed color” y en el cálculo de tolerancia recortamos el histograma para aquellos puntos que están demasiado alejados.

En las figuras 4.12 y 4.13 se puede observar la comparación del microrrelieve de una malla con Rapidform para una misma muestra de *Diploschistes*, antes de ser editada y después de eliminar los puntos de la muestra no pertenecientes a la costra objeto de nuestro estudio.

Figura 4.12: Comparación del microrrelieve de una malla (mm) con Rapidform para una muestra de *Diploschistes* original.

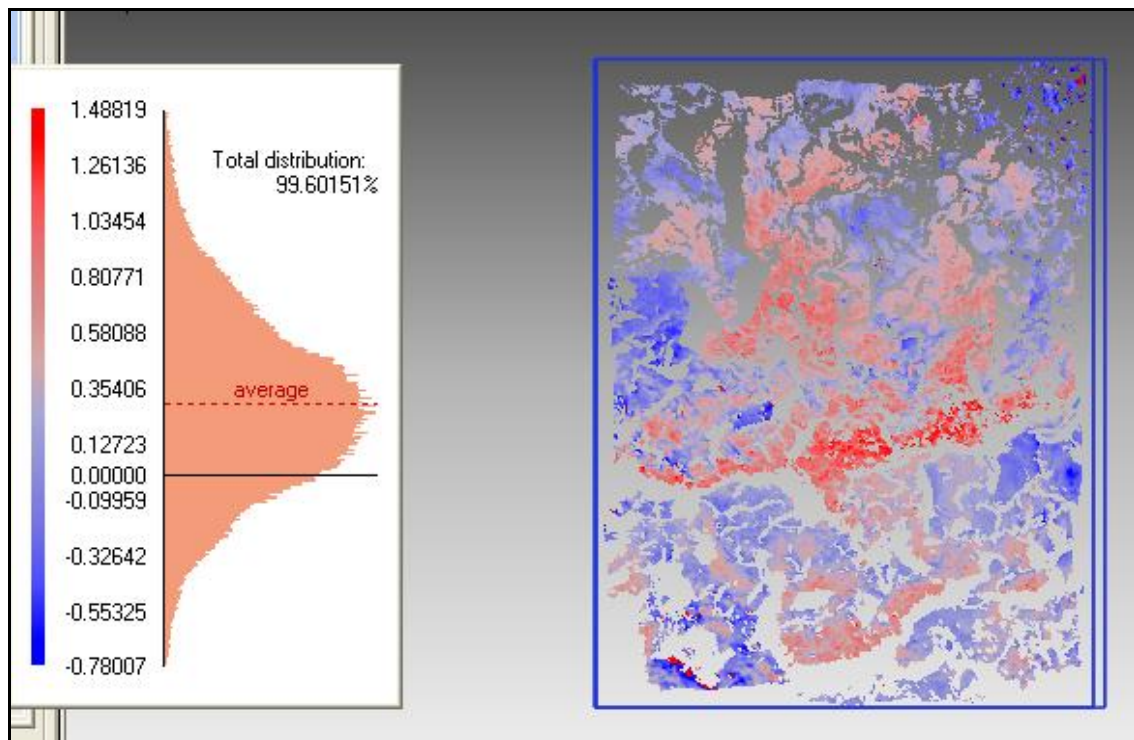
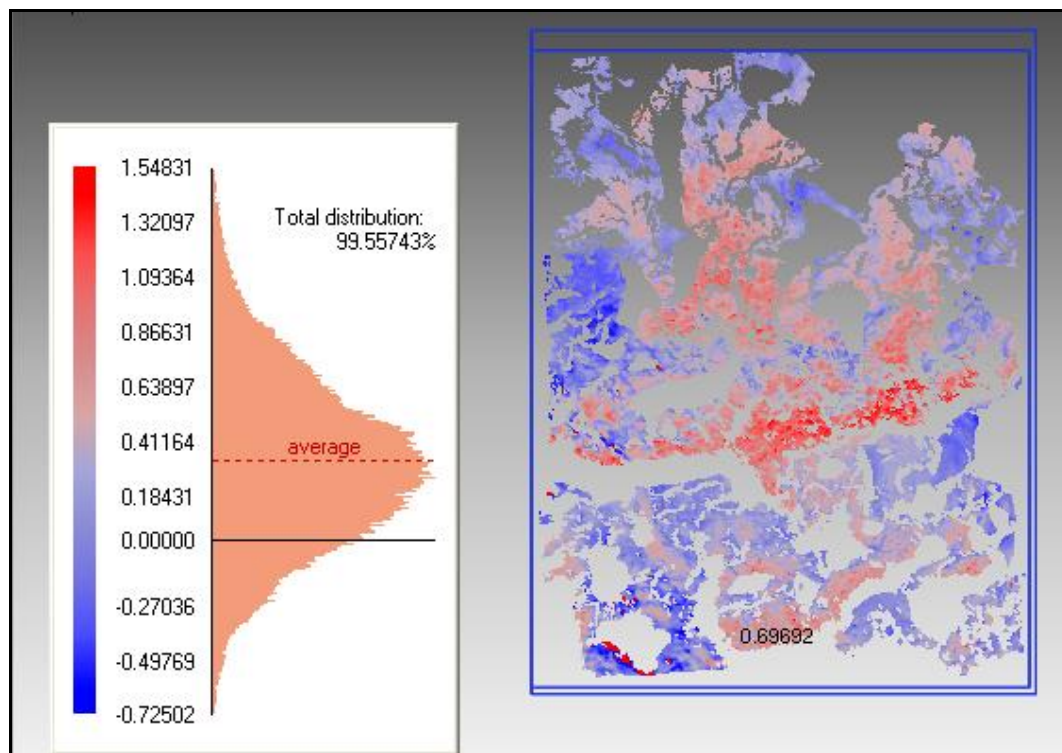


Figura 4.13: Comparación del microrrelieve de una malla (mm) con Rapidform para una muestra de *Diploschistes* después de ser editada.



En las figuras anteriores, las zonas en azul oscuro se corresponden con las zonas de la muestra donde el hinchamiento de esta ha sido menor o incluso negativo (esto puede ser debido a que en contacto con el agua algunas zonas de la muestra se hayan desplazado de su posición original). A medida que el hinchamiento va siendo mayor, la tonalidad de la imagen va cambiando a naranja hasta llegar a rojo intenso, donde el hinchamiento ha sido máximo (zona central de la imagen correspondiente a la superposición de las mallas, figura 4.12 y 4.13).

Si nos fijamos en los histogramas observamos cómo hay diferencias entre los valores máximos y mínimos del rango de hinchamiento de la muestra, al igual que en el hinchamiento medio o **Average Distance**.

El **Average Distance** es el hinchamiento medio que obtenemos al comparar el microrrelieve de una malla con Rapidform, antes de ser humectada y 30 minutos después de la humectación. Será una de las variables objeto de nuestro estudio estadístico, como se explica en el apartado siguiente.

4.4.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO (ANOVA)

Con los datos obtenidos durante los escaneos podemos llevar a cabo un análisis de la varianza (ANOVA) que nos servirá para comprobar que costra biológica se ha hinchado más durante el proceso de humectación, así como si el número de puntos escaneado depende de la costra.

El *análisis de varianza (ANOVA)* de un factor sirve para comparar varios grupos en una variable cuantitativa. El ANOVA de un factor permite obtener información sobre el resultado de esa comparación.

En nuestro caso los factores estudiados fueron el número de puntos escaneados para cada muestra y el hinchamiento según el tipo de costra.

Una vez que tenemos todos los datos necesarios para hacer un análisis estadístico de la varianza (ANOVA) lo que hacemos es exportar estos datos al programa SPSS para Windows. Para llevar a cabo un ANOVA de un factor seleccionamos la opción comparar medias > ANOVA de un factor del menú Analizar para acceder al cuadro de diálogo ANOVA de un factor que se muestra a continuación (figura 4.14).

Figura 4.14: Cuadro de dialogo de Anova de un factor.



La lista de variables contiene todas las variables numéricas del archivo de datos. La **variable dependiente (VD)** es aquella en la cual deseamos comparar los grupos. La variable **factor (VI)** es la variable que define los grupos que deseamos comparar, en nuestro caso se usaron como variables dependientes el número de puntos adquiridos y el average distance. Podemos seleccionar más de una variable dependiente: el SPSS genera un análisis de varianza completo para cada variable dependiente seleccionada.

La hipótesis que se pone a prueba en el ANOVA de un factor es que las medias poblacionales (las medias de la VD en cada nivel de la VI) son iguales. Si las medias poblacionales son iguales, eso significa que los grupos no difieren en la VD y que, en consecuencia, la VI o factor es independiente de la VD.

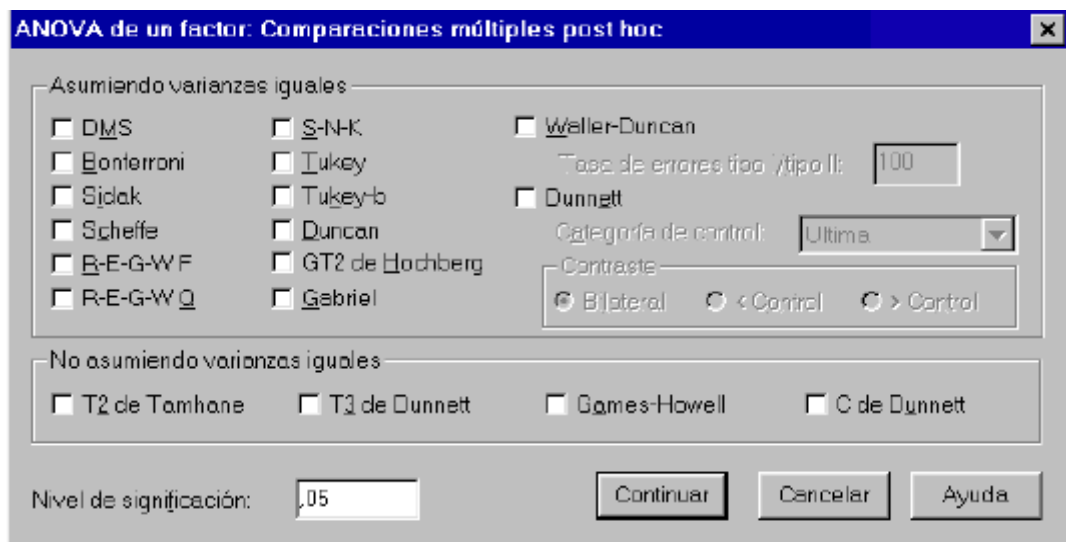
La estrategia para poner a prueba la hipótesis de igualdad de medias consiste en obtener un estadístico, **llamado F**, que refleja el grado de parecido existente entre las medias que se están comparando.

Si el **nivel crítico** asociado al estadístico **F** (es decir, la probabilidad de obtener valores como el obtenido o mayores) *es menor que 0,05*, rechazaremos la hipótesis de igualdad de medias y concluiremos que no todas las medias poblacionales comparadas son iguales. En caso contrario, no podremos rechazar la hipótesis de igualdad y no podremos afirmar que los grupos comparados difieran en sus promedios poblacionales.

El estadístico F del ANOVA solo nos permite contrastar la hipótesis general de que los promedios comparados son iguales. Al rechazar esa hipótesis, sabemos que las medias poblacionales no son iguales, pero no sabemos donde en concreto se encuentran las diferencias.

Para saber que media difiere de que otra debemos utilizar un tipo particular de contrastes denominados comparaciones múltiples *post hoc* o comparaciones *a posterior* (figura 4.15). Estas comparaciones permiten controlar la tasa de error al efectuar varios contrastes utilizando las mismas medias, es decir, permiten controlar la probabilidad de cometer errores tipo I al tomar varias decisiones (los errores tipo I se cometen cuando se decide rechazar una hipótesis nula).

Figura 4.15: Cuadro de diálogo ANOVA de un factor: comparaciones múltiples post hoc.



En nuestro análisis estadístico, nosotros hemos elegido la opción Duncan, denominada “prueba del rango múltiple de Duncan”. Es un método de comparación por pasos basado en la distribución del rango estudentizado. Controla la tasa de error utilizando, para el conjunto de medias separadas r pasos, un nivel de significación $\alpha = 1 - (1 - \alpha)^{r-1}$. Cuantos más pasos existen entre dos medias, mayor es la diferencia mínima con la que vamos a considerar que esas medias difieren significativamente, (Pardo y Ruíz, 2005).

CAPÍTULO 5

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1.- RESULTADOS DE VIABILIDAD DEL ESCÁNER

A continuación se expone (Tablas 5.1, 5.2 , 5.3 y 5.4), para cada tipo de costra, el número de puntos medidos en cada una de las muestras, tanto en húmedo como en seco. También se muestra el número de datos 3D en seco, una vez eliminadas las zonas no correspondientes al tipo de costra en estudio. El tanto por ciento de la superficie de la muestra total correspondiente al tipo costra biológica tratada en cada caso.

Tabla 5.1. Número de puntos escaneados en las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes*

Número de repetición	Datos	Tiempo (minutos)		Malla recortada	Superficie correspondiente a costra biológica (%)
		0	30		
1	No. Puntos	334.972	333.794	228.215	68
	Triángulos	649.461	645.448	438.670	
2	No. Puntos	316.881	319.939	188.080	59
	Triángulos	592.544	601.199	344.539	
3	No. Puntos	320.136	318.007	144.261	45
	Triángulos	602.354	597.327	265.551	
4	No. Puntos	299.567	299.050	197.103	66
	Triángulos	563.011	563.925	367.119	
5	No. Puntos	333.112	332.749	201.105	60
	Triángulos	642.237	640.575	380.518	

Tabla 5.2. Número de puntos escaneados en las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias desarrolladas*.

Número de repetición	Datos	Tiempo (minutos)		Malla recortada	Superficie correspondiente a costra biológica (%)
		0	30		
1	No. Puntos	319.683	319.671	232.999	73
	Triángulos	616.253	616.536	441.361	
2	No. Puntos	310.789	307.371	226.462	73
	Triángulos	586.448	578.342	423.306	
3	No. Puntos	309.107	308.523	223.401	72
	Triángulos	579.848	581.174	412.942	
4	No. Puntos	300.058	296.711	199.059	66
	Triángulos	565.531	558.383	367.753	
5	No. Puntos	318.670	315.447	222.105	70
	Triángulos	606.891	598.139	415.526	

Tabla 5.3. Número de puntos escaneados en las costras biológicas colonizadas por *Squamarine Lentigera*

Número de repetición	Datos	Tiempo (minutos)		Malla recortada	Superficie correspondiente a costra biológica (%)
		0	30		
1	No. Puntos	269.908	265.906	201.859	75
	Triángulos	477.442	469.411	352.578	
2	No. Puntos	271.579	268.987	190.129	70
	Triángulos	481.579	476.869	332.064	
3	No. Puntos	261.962	259.735	211.566	81
	Triángulos	454.345	449.498	366.316	
4	No. Puntos	274.505	273.977	199.191	73
	Triángulos	483.755	482.349	347.934	

Tabla 5.4. Número de puntos escaneados en las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes*.

Número de repetición	Datos	Tiempo (minutos)		Malla recortada	Superficie correspondiente a costra biológica (%)
		0	30		
1	No. Puntos	293.549	284.439	233.861	80
	Triángulos	544.165	521.428	435.714	
2	No. Puntos	299.675	295.361	169.156	56
	Triángulos	557.901	546.423	316.660	
3	No. Puntos	295.612	291.308	212.217	72
	Triángulos	549.138	538.329	396.753	
4	No. Puntos	284.244	280.768	208.548	73
	Triángulos	523.437	514.708	386.424	

Las costras con mayor número de puntos escaneados han sido las del tipo *Cyanobacterias incipientes*. Por el contrario, las costras biológicas colonizadas por *Squamarina* han registrado un número de puntos inferior al resto. Esto es debido a la disposición en escamas de este tipo de muestras que generaban un relieve realmente abrupto.

El número de puntos escaneados disminuye en el siguiente orden: *Cianobacterias incipientes* > *Cianobacterias desarrolladas* > *Diploschistes* > *Squamarina*.

En cambio la pérdida de puntos entre el escaneo en seco y 30 minutos después de haber sido humedecida la muestra es: *Cianobacterias incipientes* (0,07%) > *Cianobacterias desarrolladas* (0,7%) > *Squamarina*.(0,7%) > *Diploschistes* (1,44%).

Como se puede observar el porcentaje de costra biológica en todas las muestras y tipos de costras fue muy elevado, variando desde un mínimo de un 45% de cobertura para las *Cianobacterias incipientes* hasta un máximo del 81% en el caso de *Squamarina*. Aunque hay una ligerísima pérdida de puntos medidos en las muestras húmedas, (<1% de media), podemos afirmar que el comportamiento del escáner es excepcional para la tarea realizada, siendo capaz de capturar datos precisos en superficies saturadas de agua.

En el apartado “5.3.- Resultado análisis estadístico” se muestran los resultados del análisis estadístico para el número de puntos escaneados.

5.2. RESULTADOS DE HINCHAMIENTO POR HUMECTACIÓN

En las siguientes tablas se muestran la media de las distancias o Average Distance para las muestras recortadas. Este dato se obtiene al superponer los diferentes modelos digitales comparando la muestra en seco con la muestra en húmedo a los 5 minutos y los 30 minutos (Tablas 5.5 y 5.6).

Estos valores representan la distancia en valor absoluto entre MDE y nos ofrece el medio para poder comprobar el hinchamiento por humectación para las diferentes costras biológicas. Los histogramas de diferencias de alturas de las mallas seca y húmeda han sido limitados en los extremos para eliminar datos salvajes o outliers utilizando la regla del 3 sigma (i.e., eliminar los datos por encima de tres veces la desviación estándar).

Tabla 5.5: Average distance (mm) para las muestras recortadas en el intervalo de 0 a 5 minutos.

0-5 min				
Reproducción	Cianobacterias desarrolladas	Diploschistes	Cianobacterias incipientes	Squamarina
1	0,048	0,364	-0,092	0,153
2	0,053	0,170	0,005	
3	0,169			
4	0,311			
5	0,078			
Promedio	0,132	0,267	-0,044	0,153

Los escaneos de las muestras a los 5 minutos de ser humectadas (Tablas 5.5 y 5.8) el agua todavía no había absorbida en su totalidad por la costra biológica, lo que inducía a hinchamientos no reales del suelo y a pérdida de algunos datos. Por ese motivo se decidió realizar dichos escaneos solo a algunas muestras de cada tipo de costra biológica.

Tabla 5.6: Average distance (mm) para las muestras recortadas en el intervalo de 0 a 30 minutos.

0-30 min				
Reproducción	Cianobacterias desarrolladas	Diploschistes	Cianobacterias incipientes	Squamarina
1	0,029	0,332	-0,074	0,132
2	0,019	0,131	-0,031	movida
3	0,153	0,263	0,036	0,196
4	0,256	0,249	0,189	0,169
5	0,065		0,006	
Promedio	0,105	0,244	-0,052	0,166

Tabla 5.7: Comparación del promedio de las Average distance (mm) entre los intervalos de 0 a 5 minutos y de 0 a 30 minutos recortados.

Datos recortados limitando histograma				
Intervalo	Cianobacterias desarrolladas	Diploschistes	Cianobacterias incipientes	Squamarina
0-5 min	0,132	0,267	-0,044	0,153
0-30 min	0,105	0,244	-0,052	0,166

Se puede observar en la tabla 5.7 que el hinchamiento a los 5 minutos de haber sido humedecida la muestra es igual o superior al intervalo de 30 minutos. Esto puede ser debido a que a los 5 minutos aún queden restos de agua que no ha sido absorbida por la muestra.

Por este motivo el análisis estadístico se realiza con el intervalo 0-30 minutos.

En el análisis estadístico también usamos los datos obtenidos al comparar la muestra en seco con la muestra en húmedo a los 5 minutos y los 30 minutos antes del recorte.

En las siguientes tablas se muestran la media de las distancias o Average Distance para las muestras sin recortar. Comparando la muestra en seco con la muestra en húmedo a los 5 minutos y los 30 minutos (Tablas 5.8. y 5.9).

Tabla 5.8: Average distance (mm) para las muestras sin recortar en el intervalo de 0 a 5 minutos.

0-5 min				
Reproducción	Cianobacterias desarrolladas	Diploschistes	Cianobacterias incipientes	Squamarina
1	0,041	0,330	-0,061	0,129
2	0,045	0,144	-0,014	
3	0,155			
4	0,275			
5	0,077			
Promedio	0,118	0,237	-0,037	0,129

Tabla 5.9: Average distance (mm) para las muestras sin recortar en el intervalo de 0 a 30 minutos.

0-30 min				
Reproducción	Cianobacterias desarrolladas	Diploschistes	Cianobacterias incipientes	Squamarina
1	0,022	0,293	-0,084	0,111
2	0,016	0,098	-0,045	movida
3	0,145	0,188	0,015	0,177
4	0,221	0,166	0,143	0,133
5	0,065		0,003	
Promedio	0,094	0,187	0,006	0,140

Tabla 5.10: Comparación del promedio de las Average distance (mm) entre los intervalos de 0 a 5 minutos y de 0 a 30 minutos sin recortar.

Datos originales limitando histograma				
Intervalo	Cianobacterias desarrolladas	Diploschistes	Cianobacterias incipientes	Squamarina
0-5 min	0,118	0,237	-0,037	0,129
0-30 min	0,094	0,187	0,006	0,140

En la tabla 5.10 podemos observar que el hinchamiento a los 5 minutos de haber sido humedecida la muestra es igual o superior al intervalo de 30 minutos.

Tabla 5.11: Comparación del promedio de la Average distance (mm) para el intervalo de 0 a 30 minutos con las muestras recortadas y sin recortar.

Intervalo (0-30) minutos				
Muestras	Cianobacterias desarrolladas	Diploschistes	Cianobacterias incipientes	Squamarina
Recortadas	0,105	0,244	-0,052	0,166
Sin recortar	0,094	0,187	0,006	0,140

Al comparar las distancias medias para el intervalo (0-30) minutos (tabla 5.11) el aumento del hinchamiento es mayor para las muestras recortadas, excepto para *Cianobacterias incipientes*.

5.3 RESULTADO ANÁLISIS ESTADÍSTICO

5.3.1. VIABILIDAD DEL ESCÁNER

A continuación se muestra el análisis estadístico para el número de puntos adquiridos por el escáner láser en las muestras secas sin recortar (tabla 5.12).

Tabla 5.12: Tabla ANOVA para el número de puntos medidos.

Variable dependiente: PUNTOS

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo	1561432071102,9	4	390358017775,7	3955,4	0,000
COSTRA	1561432071102,9	4	390358017775,7	3955,4	0,000
Error	1282961133,0	13	98689317,9		
Total	1562715032236,0	17			

a R cuadrado = .999 (R cuadrado corregida = .999)

En la tabla 5.12 podemos observar que el número de puntos *varía dependiendo significativamente de la costra biológica* a un nivel de $p < 0,05$.

El estudio se ha realizado a un nivel de confianza del 95% para que un factor sea significativo el *nivel crítico* asociado al estadístico *F* (es decir, la probabilidad de obtener valores como el obtenido o mayores) tiene que ser *menor que 0,05*. En este caso como se observa en la tabla anterior es 0,000, por tanto, rechazaremos la hipótesis de

igualdad de medias y concluiremos que no todas las medias poblacionales comparadas son iguales.

A continuación se procede al estudio de los diferentes tipos de costras por separado (tabla 5.13). El objetivo de este estudio es determinar para que tipo de costras biológicas el escáner ha obtenido un mayor número de datos medidos precisión.

Tabla 5.13: Separación de medias de la variable costras para cada tipo de costra biológica, según el número de puntos, por el método Duncan.

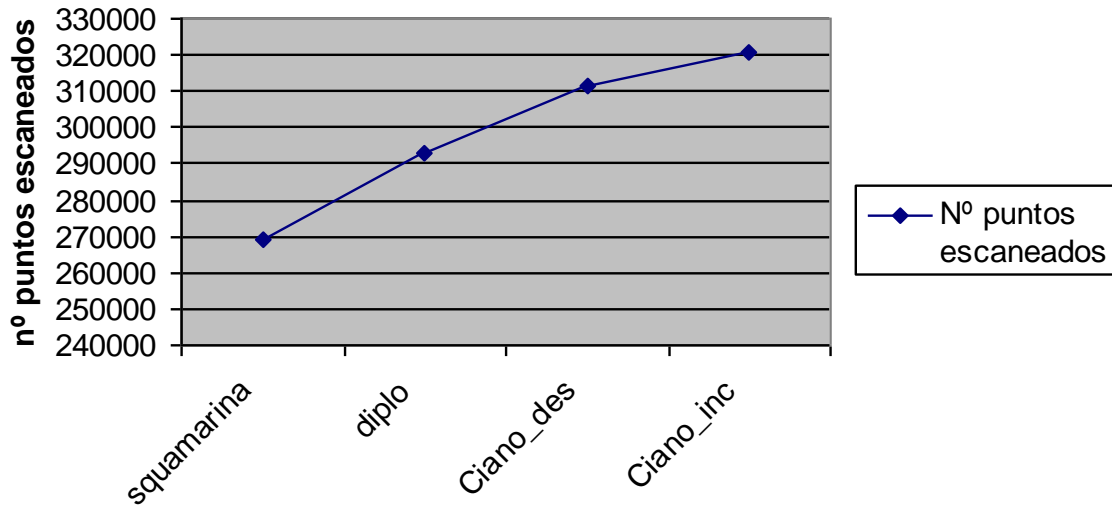
Duncan

COSTRA	N	Subconjunto		
		1	2	3
Squamarina	3	268791,7		
Diploschistes	4		293270,0	
Cianobacterias_desarrolladas	5			311661,4
Cianobacterias_incipientes	5			320933,6
Significación		1,0	1,0	0,2

Al realizar la separación de medias utilizando el método Duncan para cada tipo de costra biológica se observa que dentro del subconjunto 3 no hay diferenciación aparente, donde se encuentran los datos correspondientes a costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes* y por *Cianobacterias desarrolladas*.

Si hay diferencias entre los subconjuntos 1 donde tenemos los datos pertenecientes a costras biológicas colonizadas por *Squamarina* y el subconjunto 2 donde se encuentran los datos de costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* y estos dos subconjuntos a su vez con el subconjunto 3.

Figura 5.1: Representación gráfica del número de puntos escaneados para cada tipo de costra biológica (muestras recortadas).



Si observamos la representación gráfica de la figura 5.1, vemos que los mejores resultados obtenidos en el escaneado han sido para las *Cianobacterias incipientes* y *desarrolladas*, pero principalmente para las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes*. La secuencia de mayor a menor precisión sería: *Cianobacterias incipientes* > *Cianobacterias desarrolladas* > *Diploschistes* > *Squamarinas*.

5.3.2. HINCHAMIENTO POR HUMECTACIÓN.

A continuación se muestra el análisis estadístico (ANOVA) para la distancia media (Average Distance) entre los escaneos en seco y los escaneos a los 30 minutos de la humectación (tabla 5.14). Los datos analizados corresponden a la distancia media obtenida de la comparación con las muestras recortadas y sin recortar.

Tabla 5.14: Tabla ANOVA para average distance (mm).

Variable dependiente: AV_DIST

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo	0,621(a)	8	0,078	10,847	0,000
COSTRA	0,189	3	0,063	8,821	0,000
RECORTE	0,006	1	0,006	0,902	0,351
COSTRA * RECORTE	0,003	3	0,001	0,123	0,945
Error	0,186	26	0,007		
Total	0,807	34			

a R cuadrado = .769 (R cuadrado corregida = .699)

Los resultados de la tabla 5.14 muestran que el tipo de costra influye significativamente en el hinchamiento. El estudio se ha realizado a un nivel de confianza del 95% para que un factor sea significativo el *nivel crítico* asociado al estadístico *F* tiene que ser *menor que 0,05*. En este caso, como se observa en la tabla anterior es 0,000, para el factor costra, por tanto, rechazaremos la hipótesis de igualdad de medias y concluiremos que no todas las medias poblacionales comparadas son iguales.

En cambio, el recorte de la muestra, podemos observar que no es un factor significativo. Tampoco es significativa la combinación de ambos factores al mismo tiempo, es decir, la intersección de factores (no hay una relación directa entre ambos), ya que su grado de significación ha sido 0,351 y 0,941 respectivamente.

A continuación se realiza el estudio pormenorizado de los diferentes tipos de costras sobre el hinchamiento tras la humectación mediante el test de Duncan. El objetivo de este estudio es determinar que tipo de costras biológicas ha influido más en

el hinchamiento. Vamos a realizar tres análisis estadístico (ANOVA): en el primero analizamos la distancia media obtenida de la comparación con las muestras recortadas y sin recortar, el siguiente solo analizamos la distancia media obtenida una vez que las muestras han sido recortadas y por último analizaremos la distancia media obtenida antes de recortar las muestras.

➤ **Distancia media obtenida de la comparación con las muestras recortadas y sin recortar.**

En la tabla 5.15 analizaremos conjuntamente los datos de Average Distance obtenidos en la comparación de las mallas antes de ser eliminados los puntos que no pertenecían a la costra en estudio y después de ser eliminados.

Tabla 5.15: Separación de medias de la variable costras para cada tipo de costra biológica (recortadas + no recortadas), según la distancia media.

Duncan

COSTRA	N	Subconjunto		
		1	2	3
Cianobacterias incipientes	10	0,016		
Cianobacterias desarrolladas	10	0,099	0,099	
Squamarina	6		0,153	0,153
Diploschistes	8			0,215
Significación		0,058	0,211	0,150

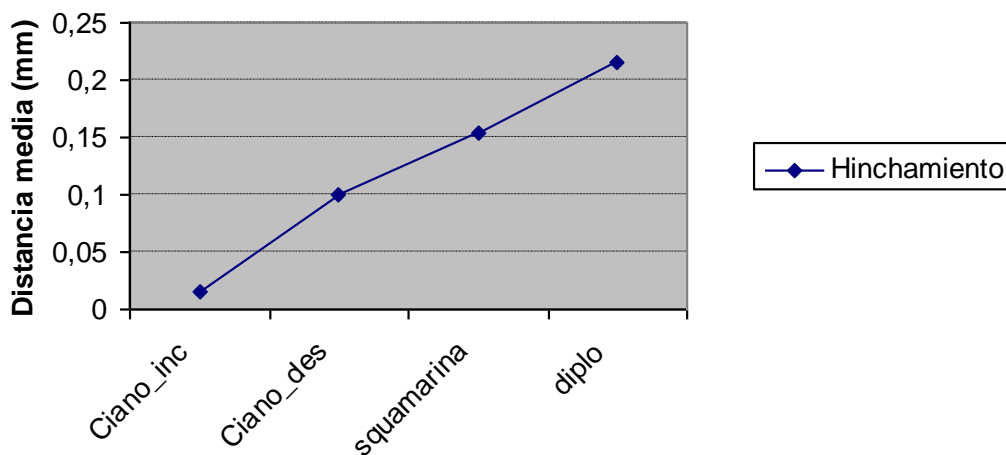
Al realizar la separación de medias utilizando el método Duncan para cada tipo de costra biológica observamos que las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* son los que mas se hinchan, siendo significativamente diferentes de las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes* y por *Cianobacterias desarrolladas* pero no de las costras biológicas colonizadas por *Squamarinas*.

Las costras biológicas colonizadas por *Squamarias* son, después de los *Diploschistes*, las que más se hinchan siendo significativamente diferentes de las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes* pero no de las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias desarrolladas* y por *Diploschistes* (como apuntamos en el párrafo anterior).

Las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias desarrolladas* son, después de las *Cianobacterias incipientes*, las que menos se hinchan siendo significativamente diferentes de las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* pero no de las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes* y por *Squamarias*.

Por último, en la tabla 5.15 se observa que las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes* son las que menos se hinchan siendo significativamente diferentes de las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* y por *Squamarias* pero no de las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias desarrolladas*.

Figura 5.2: Representación gráfica del hinchamiento para cada tipo de costra biológica (muestras recortadas + no recortadas).



La secuencia de mayor a menor hinchamiento, según el tipo de costra biológica (figura 5.2), sería: *Diploschistes* > *Squamarias* > *Cianobacterias desarrolladas* > *Cianobacterias incipientes*.

➤ **Distancia media obtenida de la comparación con las muestras recortadas**

En la tabla 5.16 analizaremos los datos de Average Distance obtenidos en la comparación de las mallas después de ser eliminados los puntos que no pertenecían a la costra en estudio.

Tabla 5.16: Separación de medias de la variable costras para cada tipo de costra biológica (muestras recortadas), según la distancia media.

Duncan

COSTRA	N	Subconjunto	
		1	2
Cianobacterias incipientes	5	0,025	
Cianobacterias desarrolladas	5	0,104	0,104
Squamarina	3	0,165	0,165
Diploschistes	4		0,243
Significación		0,052	0,054

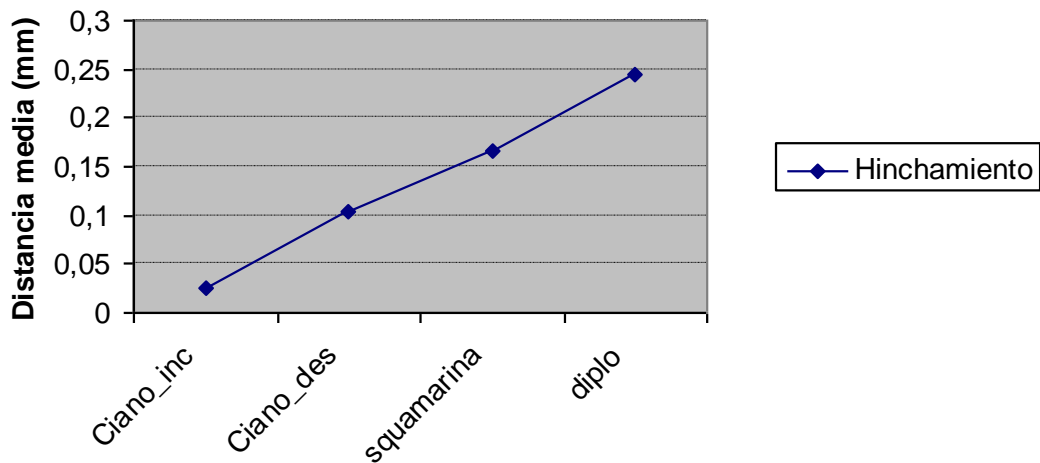
Al realizar la separación de medias, utilizando el método Duncan, para cada tipo de costra biológica después de ser recortadas observamos que las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* son los que mas se hinchan, siendo significativamente diferentes de las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes* pero no de las costras biológicas colonizadas por *Squamarinas* y *Cianobacterias desarrolladas*.

Las costras biológicas colonizadas por *Squamarinas* son, después de los *Diploschistes*, las que más se hinchan pero no hay diferencias significativas con el resto de costras biológicas estudiadas.

Las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias desarrolladas* son, después de las *Cianobacterias incipientes*, las que menos se hinchan pero al igual que las *Squamarinas* no hay diferencias significativas con el resto de costras biológicas.

Las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes* son las que menos se hinchan siendo significativamente diferentes de las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* pero no de las costras biológicas colonizadas por *Squamarinas* y *Cianobacterias desarrolladas*.

Figura 5.3: Representación gráfica del hinchamiento para cada tipo de costra biológica (muestras recortadas).



La secuencia de mayor a menor hinchamiento, según el tipo de costra biológica (figura 5.3), sería: *Diploschistes* > *Squamarinas* > *Cianobacterias desarrolladas* > *Cianobacterias incipientes*.

➤ **Distancia media obtenida de la comparación con las muestras sin recortar.**

En la tabla 5.17 analizaremos los datos de Average Distance obtenidos en la comparación de las mallas antes de ser eliminados los puntos que no pertenecían a la costra en estudio.

Tabla 5.17: Separación de medias de la variable costras para cada tipo de costra biológica (muestras sin recortar).

Duncan

COSTRA	N	Subconjunto	
		1	2
Cianobacterias incipientes	5	0,006	
Cianobacterias desarrolladas	5	0,093	0,093
Squamarina	3		0,140
Diploschistes	4		0,186
Significación		0,141	0,138

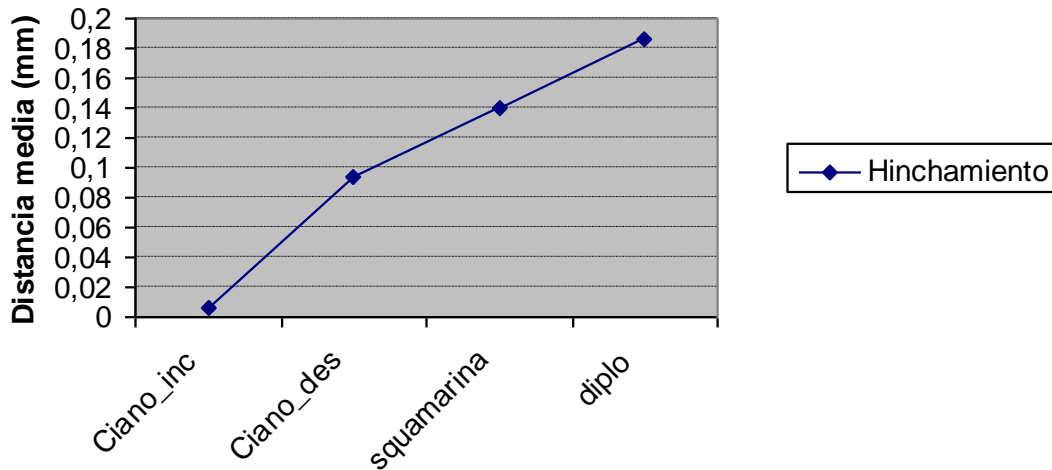
Al realizar la separación de medias, utilizando el método Duncan, para cada tipo de costra biológica antes de ser recortadas observamos, que las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* son los que mas se hinchan, siendo significativamente diferentes de las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes* y *Cianobacterias desarrolladas* pero no de las costras biológicas colonizadas por *Squamarinas*.

Las costras biológicas colonizadas por *Squamarinas* son, después de los *Diploschistes*, las que más se hinchan, siendo significativamente diferentes de las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes* pero no de las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias desarrolladas* y *Diploschistes*.

Las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias desarrolladas* son, después de las *Cianobacterias incipientes*, las que menos se hinchan pero no hay diferencias significativas con el resto de costras biológicas.

Las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes* son las que menos se hinchan siendo significativamente diferentes de las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* y *Squamarinas* pero no de las costras biológicas *Cianobacterias desarrolladas*.

Figura 5.4: Representación gráfica del hinchamiento para cada tipo de costra biológica (muestras sin recortar).



La secuencia de mayor a menor hinchamiento, según el tipo de costra biológica (figura 5.4), sería: *Diploschistes* > *Squamarinas* > *Cianobacterias desarrolladas* > *Cianobacterias incipientes*.

➤ **Comparación de las tres metodologías anteriores.**

Al comparar la separación de medias para los tres test de Duncan realizados podemos ver que tanto para las muestras recortadas como las muestras sin recortar como para la combinación de ambas, la secuencia de mayor a menor hinchamiento, según el tipo de costra biológica, es la misma: *Diploschistes* > *Squamarinas* > *Cianobacterias desarrolladas* > *Cianobacterias incipientes*.

En cuanto al grado de hinchamiento las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* siempre son significativamente diferentes a las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes*.

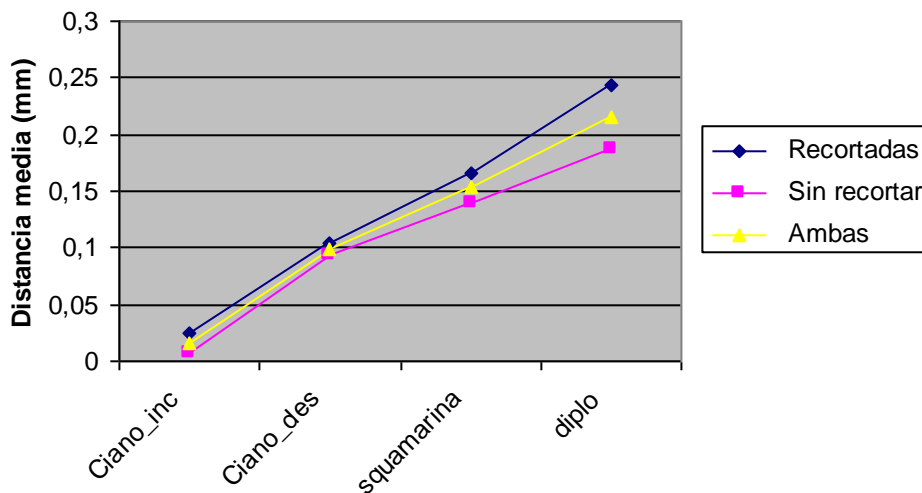
En cambio las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes* y las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias desarrolladas* no presentan en ningún caso diferencias significativas de hinchamiento. Lo mismo sucede con las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* y las costras biológicas colonizadas por *Squamarinas* y para las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias*

desarrolladas y las costras biológicas colonizadas por *Squamarinas* no presentan en ningún caso diferencias significativas de hinchamiento.

Sin embargo, las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* y las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias desarrolladas* no presentan diferencias significativas cuando analizamos por separado las distancias medias de las muestras recortadas y las muestras originales, en cambio si presentan diferencias significativas cuando analizamos la combinación de ambas.

Al comparar el hinchamiento para las tres opciones analizadas anteriormente (figura 5.5) se observa que el hinchamiento es mayor para todas los tipos de costra biológica cuando las muestras han sido recortadas y menor cuando analizamos las muestras originales.

Figura 5.5: Representación gráfica del hinchamiento para cada tipo de costra biológica, comparando las tres metodologías propuestas.



CAPÍTULO 6.

CONCLUSIONES

En este trabajo hemos analizado la posibilidad de emplear un escáner láser industrial de bajo coste para controlar el hinchamiento que, distintos tipos de costras biológicas existentes en el desierto de Tabernas (Almería), pueden presentar al ser sometidas a un proceso de humectación. Este posible hinchamiento de las costras altera el microrrelieve del suelo, influyendo sobre procesos tan importantes, especialmente en zonas áridas, como son la escorrentía o la erosión. Las principales cuestiones que nos planteábamos al inicio de estos trabajos estaban relacionadas con: (i) la precisión del dispositivo láser (precisión nominal en las mejores condiciones de 0,127 mm) y, (ii) con la necesidad de realizar escaneos sobre superficies saturadas de agua, que podrían ocasionar pérdidas masivas de datos debidos a su gran reflexividad.

En cuanto a la primera de las cuestiones anteriormente planteadas, el escáner nos permitió estimar claramente alturas de hinchamiento por humectación en costras biológicas generadas por líquenes (*Squamarina* y *Diploschistes*). El rango de variación de estas costras liquénicas estuvo aproximadamente entre los 0,15 mm y los 0,25 mm. Las costras originadas por *Cianobacterias* provocaron hinchamientos de entre 0 y 0,10 mm, que fueron más difíciles de estimar por el dispositivo propuesto.

Gracias a las mediciones realizadas sobre las distintas repeticiones y al posterior estudio estadístico, podemos concluir que el tipo de costra biológica influyó significativamente ($p < 0,05$) sobre el grado de hinchamiento tras humectación. Esto se demostró para las muestras recortadas, para las muestras sin recortar y para la combinación de ambas. La secuencia de mayor a menor hinchamiento, según el tipo de costra biológica resultó ser siempre la misma: *Diploschistes* > *Squamarinas* > *Cianobacterias desarrolladas* > *Cianobacterias incipientes*.

El hinchamiento es mayor para todas los tipos de costra biológica cuando las muestras han sido recortadas (i.e., se desestimaba el área de la muestra que no estaba cubierta por el tipo de costra objeto de estudio en cada momento). En cuanto al grado de hinchamiento las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* siempre fue significativamente diferente ($p < 0,05$) a las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes*. En cambio las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes* y las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias desarrolladas* no presentaron en ningún caso diferencias significativas de hinchamiento.

Lo mismo sucede con las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* y las costras biológicas colonizadas por *Squamarinas*. Y para las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias desarrolladas* y las costras biológicas colonizadas por *Squamarinas* no presentan en ningún caso diferencias significativas de hinchamiento.

Sin embargo, las costras biológicas colonizadas por *Diploschistes* y las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias desarrolladas* no presentan diferencias significativas cuando analizamos por separado las distancias medias de las muestras recortadas y las muestras originales, en cambio si presentan diferencias significativas cuando analizamos la combinación de ambas.

En cuanto al número de datos 3D capturados por el dispositivo láser ensayado, ha quedado demostrado que el escáner tuvo un comportamiento muy similar tanto sobre suelo seco como húmedo. Solo se registró una ligera pérdida de puntos medidos en las muestras húmedas (inferior al 1% de media).

Las costras con mayor número de puntos escaneados han sido las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias incipientes*. En el caso contrario, las costras biológicas colonizadas por *Squamarina* han registrado un número de puntos inferior al resto. Probablemente esto es debido al extremadamente cambiante microrrelieve que presentan estos *líquenes*, al generar costras dispuestas en escamas. El número de puntos escaneados disminuye en el siguiente orden: *Cianobacterias incipientes* > *Cianobacterias desarrolladas* > *Diploschistes* > *Squamarina*. Las costras biológicas colonizadas por *Cianobacterias* se miden mejor por el escáner láser propuesto, ya que tienen menor rugosidad que las costras biológicas colonizadas por *líquenes*, ya sean *Diploschistes* y, especialmente *Squamarina*.

CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA

- ABU-AWWAD, A. M., SHATANAWI, M. R. (1997). *Water harvesting and infiltration in arid areas affected by surface crust: examples from Jordan*. Journal of Arid Environments, 37: 443-452.
- AGUILAR, M. A., AGUILAR, F., NEGREIROS, J. (2009). *Off-the-shelf scanning and close-range digital photogrammetry for measuring agricultural soils microrelief*. Biosystem engineering. 103 (4), 504-517.
- ALEXANDER, R. W., CALVO, A. (1990). *The influence of lichens on slope processes in some Spanish badlands*. En: Thornes, J.B. (Ed.), *Vegetation and erosion: Process and Environments*, Wiley, Chichester, UK, 385-398.
- ALLMARAS, R. R., BURWELL, R. E., LARSON, W. E., HOLT, R. F. (1966). *Total porosity and random roughness of the interrow zone as influenced by tillage*. USDA Conservation Research, 7, 22. US Department of agriculture, St Paul, MN.
- ALLMARAS, R. R., BURWELL, R. E., HOLT, R. F. (1967). *Plow-layer porosity and surface roughness from tillage as affected by initial porosity and soil moisture at tillage time*. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 31(4):550-556.
- ÁREA DE BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS.
http://www.escet.urjc.es/biodiversos/espa/personal/becarios/andrea_e.htm
- ÁREA DE EDAFOLOGIA Y QUÍMICA AGRICOLA UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA.
<http://www.eweb.unex.es/eweb/edafo/GCSP/GCSL3DegFisNasc.htm>
- ASSOULINE, S. (2004). *Rainfall-induced soil surface sealing: a critical review of observations, conceptual models, and solutions*. Vadose Zone Journal, 3: 570–591.
- ASSOULINE, S., MUALEM, Y. (2001). *Soil seal formation and its effect on infiltration: uniform versus nonuniform seal approximation*. Water Resources Research, 37: 297-305.

- BAJRACHARYA, R. M., LAL, R. (1999). *Land use effects on soil crusting and hydraulic response of surface crusts on a tropical Alfisol*. Hydrological Processes, 13: 59-72.
- BARGER, N. N., HERRICK, J. E., VAN ZEE J., BELNAP, J. (2006). *Impacts of biological soil crust disturbance and composition on C and N loss from water erosion*. Biogeochemistry, 77, 2: 247-263.
- BELNAP, J. (2006). *The potencial roles of biological soil crust in dryland hydrologic cycles*. Hydrol process 20, 3159-3178.
- BELNAP, J., BÜDEL, B., LANGE, O. L. (2003). *Biological Soil Crusts: Characteristics and Distribution*. En: Belnap, J., Lange, O. L. (Eds.), *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*, 3-30.
- BELNAP, J., GARDNER, J. S. (1993). *Soil microstructure in soils of the Colorado Plateau: The role of the cyanobacterium Microcoleus vaginatus*. Great Basin Naturalist, 53: 40-47.
- BELNAP, J., LANGE, O. L. (2001). *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*. Ecological studies. Springer, Berlin, 503 p.
- BELNAP, J., PHILLIPS, S. L., WITWICKI, D. L., MILLER, M. E. (2008). *Visually assessing the level of development and soil surface stability of cyanobacterially dominated biological soil crusts*. Journal of Arid Environments, 72 (7): 1257-1264.
- BELNAP, J., WELTER, J. R., GRIMM, N. B., BARGER, N., LUDWIG, J. A. (2005). *Linkages between microbial and hydrologic processes in arid and semiarid watersheds*. Ecology, 86 (2): 298-307.
- BERGSMA, E. (1996). *Terminology for soil erosion and conservation*. ISSS. Special Publication.
- BERTUZZI, P., CAUSSIGNAC, J. M., STENGEL, P., MOREL, G., LORENDEAU, J. Y., PELLOUX, G. (1990). *An Automated, non-contact laser profile meter for measuring soil roughness in situ*. Soil Sci 149 (3): 169-178.

- BJARNE, H., SCHJONNING, P., SIBBESEN, E. (1998). *Roughness indices for estimation of depression storage capacity of tilled soil surfaces*. Soil Tillage Res. 52 (1998), S. 103–111
- BLUM, O. B. (1973). *Water relations*. In *The lichens*, Ahmadijian V, Eds. Academic Press. NewYork: p 697.
- BÖEHLER, W., HEINZ, G., SCHERER, Y., SIEBOLD, M. (2001). *Topographic Information in Cultural and Natural Heritage Visualization and Animation*. ISPRS Commission V/WG6, Workshop Ayutthaya. Proceedings, pp. 56-61.
- BOEHLER, W., MARBS, A. (2002): *3D Scanning instruments*. Proc. of the CIPA WG6 Int. Workshop on scanning for cultural heritage recording. <http://www.isprs.org/commission5/workshop/>
- BOIFFIN, J. (1984). *La de'gradation structurale des couches superficielles sous faction des pluies*. Ph.D. thesis, Institut National d'Agronomie. Paris, France
- BRADFORD, J. M., TRUMAN, C. C., HUANG, C. (1992). *Comparison of three measures of resistanse of soil surface seals to raindrop splash*. Soil Technology, 5: 47-56.
- BRASINTON, J., SMART, R.M.A. (2003). *Close range digital photogrammetric analysis of experimental drainage basin evolution*. Earth Surface Processes and Landforms, 28, 231-247.
- BRESBER, E., KEMPER, W. D. (1970). *Soil water evaporation as affected by wetting methods and crust formation*. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 34: 3-8.
- BRESSON, L. M., BOIFFIN, J. (1990). *Morphological characterization of soil crust development stages on an experimental field*. Geoderma, 47: 301-325.
- BROTHERSON, J. D., RUSHFORTH, S. R. (1983). *Influence of cryptogamic crusts on moisture relationships of soils in Navajo National Monument, Arizona*. Great Basin Naturalist 43: 73-78.

- BRUNEAU, P., GASCUEL-ODOUX, C. (1990). *A morphological assessment of soil microtopography using a digital elevation model on one square metre plots*. Catena 17, 315–325.
- BURWELL, R. E., ALLMARAS, R. R., AMEMIYA, M. (1963). *A field measurement of total porosity and surface microrelief of soils*. Soil Science Society of America Proceedings, 27: 697 - 700.
- CANTÓN, Y., DEL BARRIO, G., SOLÉ-BENET, A., LÁZARO, R. (2004b). *Topographic controls on the spatial distribution of ground cover in a semiarid badlands area*. Catena, 55: 341-365.
- CANTÓN, Y., DOMINGO, F., SOLÉ-BENET, A., PUIGDEFÁBREGAS, J. (2001a). *Hydrological and erosion response of a badlands system in semiarid SE Spain*. Journal of Hydrology, 252 (1-4): 65-84.
- CANTÓN, Y., DOMINGO, F., SOLÉ-BENET, A., PUIGDEFÁBREGAS, J. (2002). *Influence of soil surface types on the overall runoff of the Tabernas badlands (SE Spain). Field data and model approaches*. Hydrological Processes, 16: 2621–2643.
- CANTÓN, Y., SOLÉ-BENET, A., DOMINGO, F. (2004a). *Temporal and spatial patterns of soil moisture in semiarid badlands of SE Spain*. Journal of Hydrology, 285: 199-214.
- CANTÓN, Y., SOLÉ-BENET, A., LÁZARO, R. (2003). *Soil-geomorphology relations in gypsiferous materials of the Tabernas desert (Almería, SE Spain)*. Geoderma, 115(3-4): 193-222.
- CANTÓN, Y., SOLÉ-BENET, A., QUERALT, I., PINI, R. (2001b): *Weathering of a gypsumcalcareous mudstone under semi-arid environment at Tabernas, SE Spain: laboratory and field-based experimental approaches*. Catena, 44 (2): 111-132.
- CASTILLO-MONROY A. P., MAESTRE F. T. (2011). *La costra biológica del suelo: Avances recientes en el conocimiento de su estructura y función ecológica*. Revista Chilena de Historia Natural 84: 1-21

- CATT J.A. (2001). *The agriculture importance of loess*. Earth–Science Reviews 54, 213 - 229.
- CHAMIZO, S., RODRÍGUEZ-CABALLERO, E., MIRALLES-MELLADO, I., AFANA, A., LÁZARO, R., DOMINGO, F., CALVO-CASES, A., SOLÉ-BENET, A., CANTÓN, Y. (2010). *Características de las costras físicas y biológicas del suelo con mayor influencia sobre la infiltración y la erosión en ecosistemas semiáridos*. Pirineos 165, 69–96.
- CHEN, J., YUAN ZHANG, M., WANG, L., SHIMAZAKI, H., TAMURA, M. (2005). *A new index for mapping lichen-dominated biological soil crusts in desert areas*. Remote Sensing of Environment, 96 (2): 165-175.
- COGO, N. P., MOLDENHAUER, W. C., FOSTER, G. R. (1983). *Effect of residue cover, tillage-induced roughness, and runoff velocity on size distribution of eroded soil aggregates*. Soil Sci. Soc. Am. J., 47:1005-1008.
- CURRENCE, H. D., Y LOVELY, W. G. (1970). *The analysis of soil surface roughness*. Trans. Am. Soc. Agric. Eng. 13: 710-714.
- DANIN, A., BARBOUR, M. G. (1982). *Microsuccession of cryptogams and phanerogams in the Dead Sea area, Israel*. Flora, 172: 173-179.
- DARBOUX, F., HUANG, C. (2003). *Does soil surface roughness increase or decrease water and particle transfers?*. Soil Sci.Soc. Am. J. 69: 748-756.
- DEXTER, A. R. (1977). *Effect of rainfall on the surface micro-relief of tilled soil*. Journal of Terramechanics, 1977, Vol. 14, n°1, pp. 11-22.
- DE PLOEY, J., 1980. *Some field measurements and experimental data on wind-blown sands*. In: Boodt, M., Gabriels, D. (Eds): Assessment of Erosion, Wiley, New York, 541–552.
- ELBASIT M. A. ABD., ANYOJI H., YASUDA H., YAMAMOTO S. (2009). *Potential of low cost closerange photogrammetry system in soil microtopography quantification*. Hydrological Processes, 23(10), pp 1408–1417

- ELDRIDGE, D. J. (1993). *Cryptogam cover and soil surface condition: effects on hydrology on a semiarid woodland soil*. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 7: 203-217.
- ELDRIDGE, D. J. (2001). Biological soil crusts of Australia. In: Lange, O. L, Belnap, J. (Ed): *Biological soil crusts. Ecological studies*. Springer, Berlin Heidelberg New York, 119-131.
- ELDRIDGE, D.J. (2003). *Biological soil crusts and water relations in Australian deserts*. In: Belnap J, Lange OL, Eds. *Biological soil crusts: structure, function and management*. Berlin: Springer – Verlag. p 315–325.
- ELDRIDGE, D. J., GREENE, R. S. B. (1994). *Assessment of sediment yield by splash erosion on a semi-arid soil with varying cryptogam cover*. *Journal of Arid Environments*, 26 (3):221-232.
- ELDRIDGE, D. J., KINNELL, P. I. A (1997). *Assessment of erosion rates from microphyte dominated calcareous soils under rain-impacted flow*. *Australian Journal of Soil Research*, 35 (3): 475-489.
- ELDRIDGE, D. J., TOZER, M. E., SLANGEN, S. (1997). *Soil hydrology is independent of microphytic crust cover: Further evidence from a wooded semiarid Australian rangeland*. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 11 (2): 113-126.
- ELDRIDGE, D. J., ZAADY, E., SHACHAK, M. (2000). *Infiltration through three contrasting biological soil crusts in patterned landscapes in the Negev, Israel*. *Catena*, 40 (3): 323-336.
- ENCICLOPEDIA UNIVERSAL. (2013). *Escáner 3 D*. Wikipedia, la enciclopedia libre. http://es.wikipedia.org/wiki/Escaner_3D.
- ENCICLOPEDIA UNIVERSAL. (2013). *Leica Geosystems*. Wikipedia, la enciclopedia libre. http://es.wikipedia.org/wiki/Leica_Geosystems.
- ENCICLOPEDIA UNIVERSAL. (2013). *Tabernas (Almería)*. Wikipedia, la enciclopedia libre. [http://enciclopedia.us.es/index.php/Tabernas\(Almeria\)](http://enciclopedia.us.es/index.php/Tabernas(Almeria)).

- FALAYI, O., BOUMA, J. (1975). *Relationships between the hydraulic conductance of surface crusts and soil management in a Typic Hapludalf*. Soil Science Society of American Proceedings, 39: 957-963.
- FAO-UNESCO. (1974). *Soil map of the world, 1:5.000.000, vol 1, Legend*. UNESCO, Paris.
- FLETCHER, J. E., MARTIN, W. P. (1948). *Some effects of algae and molds in the rain-crust of desert soils*. Ecology, 29: 95-100.
- FOX, D. M., BRYAN, R. B., FOX, C. A. (2004). *Changes in pore characteristics with depth for structural crusts*. Geoderma, 120 (1-2): 109-120.
- FOX, D. M., LE BISSONNAIS, Y., BRUAND, A. (1998a). *The effect of ponding depth on infiltration in a crusted surface depression*. Catena, 32: 87-100.
- FOX, H. D., LE BISSONNAIS, Y., QUÉTIN, P. (1998b). *The implications of spatial variability in surface seal hydraulic resistance for infiltration in a mound and depression microtopography*. Catena, 32: 101-114.
- FRÖHLICH, C., METTENLEITER, M. (2004). *Terrestrial laser scanning — new perspectives in 3D surveying*. Int. Arch. Photogramm. Remote Sensing Spatial Inf. Sci. 36, 7-13
- GABRIELS, D., HORN, R., VILLAGRA, M. M., HARTMANN, R. (1997). *Assesment, prevention, and rehanilitation of soil structure caused by soil surface sealing, crusting and compaction*. En: Lal, R., Blume, W.H., Valentin, C., Stewart, B.A. (Eds.), *Methods for assesment of soil degradation*. CRC Press, Boca Raton, 129-165.
- GALUM, M., BUBRICK, P., GARTY, J. (1982). *Structural and metabolic diversity of two dessert lichen populations*. Journal of the hattori botanical laboratory 53, 321-324.
- GARCÍA MORENO, R., SAA REQUEJO, A., TARQUIS ALONSO, A. M., BARRINGTON, S., DIAZ, M. C. (2008). *Shadow analysis: A method for measuring soil surface roughness*. Geoderma 146 (1-2): 201-208 jul 31 2008.

- GARCÍA-GÓMEZ, I., FDEZ. DE GOROSTIZA, M., MESANZA, A. (2011). *Láser escáner y nubes de puntos. Un horizonte aplicado al análisis arqueológico de edificios*. *Arqueología de la arquitectura*, 8, 25-44.
- GARCIA-PICHEL, F., BELNAP, J. (2001). *Small scale environments and distribution of biological soil crusts*. In: Belnap, J., Lange, O.L. (Eds), *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 193–202.
- GAUR, M.L., MATHUR, B. S. (2003). *Modeling event-based temporal variability of flow resistance coefficient*. *Journal of Hydrology* 8, 266–277.
- GEORGE, D. B., ROUNDY, B. A., ST. CLAIR, L. L., JOHANSEN, J. R., SCHAALJE, G. B., WEBB, B. L. (2003). *The effects of microbiotic soil crusts on soil water loss*. *Arid Land Research and Management*, 17: 113–125.
- GÓMIZ, A. (2010). *Comparación entre fotogrametría digital de objeto cercano y exploración con escáner láser 3D para el estudio de la evolución del microrrelieve de suelos agrícolas*. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Almería.
- GOVERS, G., TAKKEN, I., HELMING, K. (2000). *Soil roughness and overland flow*. *Agronomie* 20, 131–146.
- GREENE R. S. B., CHARTRES C. J., HODGKINSON K. C. (1990). *The effects of fire on the soil in a degraded semiarid woodland. I. Cryptogam cover and physical and micromorphological properties*. *Australian Journal of Soil Research*, 28(5): 755-777.
- GREENE, R. S. B., TONGWAY, D. J. (1989). *The significance of (surface) physical and chemical properties in determining soil surface condition of red earths in rangelands*. *Australian Journal of Soil Research*, 27(1): 213-225.
- HARPER, K. T., MARBLE J. R. (1988). *A role for nonvascular plants in management of arid and semiarid rangelands*. En: Tueller, P. T. (Ed.), *Vegetational Science Applications for Rangeland Analysis and Management*, Kluwer Academic Press: Dordrecht, Netherlands, 135–169.

- HAUBROCK, S. N., KUHNERT, M., CHABRILLAT, S., GÜNTNER, A., KAUFMANN, H. (2009). *Spatiotemporal variations of soil surface roughness from in-situ laser scanning*. *Catena* 79, 128–139
- HELMING, K., JESCHKE, W., STORL, J. (1992). *Surface reconstruction and change detection for agricultural purposes by close range photogrammetry*. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing* 29 (B5): 610-617.
- HELMING, K., RÖMKENS, M. J. M., PRASAD, S. N. (1998). *Surface roughness related processes of runoff and soil loss: A flume study*. *Soil Sci Soc Am J* 62 (1), 243-250.
- HUANG, C. H., BRADFORD, J. M. (1990). *Depressional storage for Markov-Gaussian surfaces*. *Water Resources Research* 26, 2235–2242.
- HUANG, C., WHITE, I., THWAITE, E. G., BENDELI, A. (1988). *A noncontract laser system for measuring soil surface topography*. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 52, 350-355.
- JUNTA DE ANDALUCIA. (2013). *Panorámicas de nuestro luminoso colegio*. CEIP. Virgen de las angustias (edificio principal). Plataforama educativa Helvia. <http://www.juntadeandalucia.es/averroes/centros-tic/04004085/helvia/sitio/>
- KAMPHORST, E. C., JETTEN, V., GUÉRIF, J., PITKÄNEN, J., IVERSEN, B. V., DOUGLAS, J. T., PAZ, A. (2000). *Predicting depressional storage from soil surface roughness*. *Soil Science Society of America Journal* 64, 1749–1758.
- KIDRON, G. J. (1999). *Differential water distribution over dune slopes as affected by slope position and microbiotic crust, Negev Desert, Israel*. *Hydrological Processes*, 13(11): 1665-1682.
- KIDRON, G.F. (2001): *Runoff-induced sediment yield over dune slopes in the Negev Desert. 2: Texture, carbonate and organic matter*. *Earth Surface Processes and Landforms* 26, 583–99.
- KIDRON, G. J. (2007). *Millimeter-scale microrelief affecting runoff yield over microbiotic crust in the Negev Desert*. *Catena*, 70: 266–273.

- KIDRON, G. J., YAALON, D. H., VONSHAK, A. (1999). *Two causes for runoff initiation on microbiotic crusts: hydrophobicity and pore clogging*. Soil Science, 164: 18-27.
- KIDRON, G. J., YAIR, A. (1997). *A Rainfall-runoff relationship over encrusted dune surfaces, Nizzana, Western Negev, Israel*. Earth Surface Processes and Landforms 22 (12), 1169–1184.
- KINNELL, P. I. A., CHARTRES, C. J., WATSON C. L. (1990). *The effects of fire on the soil in a degraded semiarid woodland II. Susceptibility of the soil to erosion by shallow rain impacted flow*. Australian Journal of Soil Research, 28: 779–794.
- KIRBY, R. P. (1991). *Measurement of surface roughness in desert terrain by close range photogrammetry*: Phogrammetric Record, v. 13 (78), pp. 855-875.
- KIRKBY, M. (2002). *Modelling the interactions between soil surface properties and water erosion*. Catena 46 (2-3), 89-102.
- KISHNÉ, A. S., MORGAN, C. L. S., MILLER, W. L. (2009). *Vertisol Crack Extent Associated with Gilgai and Soil Moisture in the Texas Gulf Coast Prairie*. Soil Sci. Soc. Am. J., 73: 1221-1230
- KOOISTRA, M. J., SIDERIUS, W. (1985). *Micromorphological aspects of crust formation in a savanna climate under rainfed subsistence agriculture*. En: Callebaut, F., Gabriels, D., DeBoodt, M. (Eds.), Assessment of soil surface sealing and crusting. Flanders Research Centre for Soil Erosion and Soil Conservation, Ghent, Belgium, 9-17.
- KUIPERS, H. (1957). *A relief meter for soil cultivation studies*. Neth. J. Agric. Sci., 5: 255-262.
- LANE, S. N., CHANDLER, J. H., PORFIRI, K. (2001). *Monitoring river channel and flume surfaces with digital photogrammetry*. Journal of Hydraulic Engineering, 127(10), 871-877.
- LÁZARO, R., ALEXANDER, R. W., PUIGDEFABREGAS, J. (2000). *Cover distribution patterns of lichens, annuals and shrubs in the Tabernas Desert*,

- Almería, Spain*. En: Alexander, R.W., Millington A.C. (Eds.), *Vegetation Mapping: from patch to planet*. Wiley, Chichester, 19-40.
- LÁZARO, R., REY, J. M. (1990). *Sobre el clima de la provincia de Almería (SE Ibérico): primer ensayo de cartografía automática de medias anuales de temperatura y precipitación*. *Suelo y Planta*: 61– 68.
- LE BISSONNAIS, Y., BRESSON, L. M. (1998). *Incorporating crusting processes in erosion models*. En: Boardman, J., Favis-Mortlockp, D. (Eds.), *Modelling soil erosion by water*. Springer-Verlag, Berlin: 237-246.
- LE BISSONNAIS, Y., MONTIER, C., JAMAGNE, M., DAROUSSIN, J., KING, D. (2002). *Mapping erosion risk for cultivated soil in France*. *Catena*, 46: 207-220.
- LE HOUÉROU, H. N. (1996). *Climate change, drought and desertification: review*. *Journal of Arid Environments*, 34: 133-185.
- LICHEN OF ALMERIA (2013). *Líquenes de Almería*. <http://liquesdealmeria.blogspot.com/es/>
- LINDEN, D. R. VAN DOREN, J. D. M. (1986). *Parameters for characterizing tillage-induced soil surface roughness*. *Soil Sci. Soc. Am J.* 50: 1550-1565.
- LIU, Q. Q., SINGH, V. P. (2004). *Effect of microtopography, slope length and gradient and vegetative cover on overland flow through simulation*. *Journal of Hydrology* 9, 375–382.
- LUDWIG, J. A., TONGWAY, D. J. (1995). *Spatial organization of land-scapes and its function in semiarid woodlands Australia*. *Landscape Ecology* 10, 51–63.
- MAESTRE, F. T. (2003). *Variaciones en el patrón espacial a pequeña escala de los componentes de la costra biológica en un ecosistema Mediterráneo semiárido*. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76 (1): 35-46.
- MAGUNDA, M. K., LARSON, W. E., LINDEN, D. R., NATER, E. A. (1997). *Changes in microrelief and their effects on infiltration and erosion during simulated rainfall*. *Soil Technology*, 10, 57-67.

- MALAM ISSA, O., COUSIN, I., LE BISSONNAIS, Y., QUÉTIN, P. (2004). *Dynamic evolution of the unsaturated hydraulic conductivity of a developing crust*. Earth Surface Processes and Landforms, 29 (9): 1131-1142.
- MEREL, A. P., FARRES, P. J. (1998). *The monitoring of soil surface development using analytical photogrammetry*. Photogrammetric Record. 16(92): 331-345.
- MERMUT, A. R., LUK, S. H., RÖMKENS, M. J. M., POESEN, J. W. A. (1995). *Micromorphological and mineralogical components of surface sealing in loess soils from different geographic regions*. Geoderma, 66: 71-84.
- MERRILL, S. D. (1998). *Comments on the chain method for measuring soil surface roughness: Use of the chain set*. Soil Sci. Soc. Am. J., 52, 1147–1149.
- MINISTERIO DE EDUCACIÓN, CULTURA Y DEPORTE. (2013). *Los musgos. El reino vegetal. 1º ESO. Proyecto Biosfera*. http://recursostic.educacion.es/ciencias/biosfera/web/alumno/1ESO/reino_vegetal/contenido3.htm.
- MITCHELL, J. K., JONES, J. R., BENJAMIN, A. (1976). *Micro-relief surface depression storage: analysis of models to describe the depth-storage function*. Water Resources Bulletin 12, 1205–1222.
- MOORE, I. D., LARSON C. L. (1979). *Estimating micro-relief surface storage from point data*. Trans. ASAE No. 10478. pp. 1073-1077
- MORGAN, R. P. C. (1997). *Erosión y conservación del suelo*. Ediciones Limusa, Madrid.
- MUALEM, Y., ASSOULINE, S. (1996): *Soil sealing, infiltration and runoff*. En: Issar, A.S., Resnick, S.D. (Eds), *Runoff, infiltration and subsurface flow of water in arid and semi-arid regions*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. Vol. 21, 131-181.
- MUALEM, Y., ASSOULINE, S., ROHDENBURG, H. (1990). *Rainfall induced soil seal (A). A critical review of observations and models*. Catena, 17: 185-203.

- NEXTENGINE 3D LASER SCANNER. (2013). *3D laser scanner*.
www.nextengine.com.
- NORTON, L. D., SCHROEDER, S. L., MOLDENHAUER, W. C. (1985). *Differences in surface crusting and soil loss as affected by tillage methods*. En: Callebaut, F., Gabriels, D., De Boodt, M. (Eds.), *Assessment of soil surface sealing and crusting*. ISSS/Flanders Research Centre for Soil Erosion and Soil Conservation, Ghent, 64-71.
- ONSTAD, C. A. (1984a). *Depressional storage on tilled soil surfaces*. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 27, 729-732.
- ORTIZ, P., PIRES, H., SÁNCHEZ, H., MARQUES, P. (2007). *Reconstrucción virtual de cerámica a partir de fragmentos arqueológicos digitalizados mediante láser escáner*. S02 CEIG'07. XVII Congreso Español de Informática. Zaragoza.
- OYONARTE, C. (2004). *La diversidad edáfica*. En Mota, J., Cabello, J., Cerrillo, M. I., Rodríguez-Tamayo, M. L. (eds) *Los subdesiertos de Almería. Naturaleza de cine*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, pp 51-62.
- PARDO, A., RUIZ, M. A. (2005). *Análisis de datos con SPSS 13*. Capítulo 14. McGraw-Hill.
- PEREZ, F. L. (1997). *Microbiotic crusts in the high equatorial Andes, and their influence on Paramo soils*. *Catena*, 31: 173-198.
- PÉREZ PUJALTE, A., OYONARTE, C. (1987). *Mapa de Suelos. Escala 1:100.000. TABERNAS-1030*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Proyecto Lucdeme. España
- PLANCHON, O., MICHEL, E., NORBERT, S., LAPETITE, J. M. (2000). *Raindrop erosion of tillage induced microrelief: possible use of the diffusion equation*. *Soil and Tillage Research* 56, 131-144.
- POESEN, J., NEARING, M. A. (1991). *Soil surface sealing and crusting. Preface*. *Catena Supplement*, 24.

- PUIGDEFÁBREGAS, J. (2005). *The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in dry lands*. Earth Surface Processes and Landforms 30, 133–147.
- RAPP, I., SHAINBERG, I., BANIN, A. (2000). *Evaporation and crust impedance role in seedling emergence*. Soil Science, 165: 354-364.
- ROBERTS, F. J., CARBON, B. A. (1972). *Water repellence in sandy soils of southwestern Australia*. Australian Journal of Soil Research, 10: 35-42.
- RODRIGUEZ-CABALLERO, E., CANTÓN, Y., CHAMIZO, S., AFANA, A., SOLÉ-BENET, A. (2012). Effects of biological soil crusts on surface roughness and implications for runoff and soil erosion. Geomorphology 145-146:81-9.
- RODRÍGUEZ GONZÁLEZ, M. (2003). *Evaluación de la modalidad de riego intermitente para el cultivo de la cebolla en 'Banao', Sancti Spíritus*. Tesis Doctoral. Centro Universitario José Martí, Sancti Spíritus. Cuba (M.E.S).
- RÖMKENS, M. J. M., WANG, J. Y. (1986). *The effect of tillage on surface roughness*. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 29, 429–433.
- SALEH, A. (1993). *Soil roughness measurement: Chain method*. J. Soil Water Conserv, 48: 527-529.
- SCHLESINGER, W. H., REYNOLDS, J. F., CUNNINGHAM, G. L., HUENNEKE, L. F., JARRELL, W. M., VIRGINIA, R. A., WHITFORD, W. G. (1990). *Biological feedbacks in global desertification*. Science, 247: 1043-1048.
- SCHULTEN, J. A. (1985). *Soil aggregation by cryptogams of a sand prairie*. Am. J. Bot. 72: 1657–1661.
- SHAINBERG, I., LEVY, J. (1996). *Infiltration and seal formation processes*. En: Agassi, M. (Ed.), Soil erosion, conservation and rehabilitation. Marcel Dekker, Inc, New York, 1-22.
- SINGER, M. J. (1991). *Physical properties of arid region soils*. In *Semiarid Lands and Deserts: Soils Resource and Reclamation*, edited by J. Skujinė šis (New York: Marcel Dekker), pp. 81-109. Earth-Science Reviews, 54 (1-3): 213-22.

- SINGER, M. J., LE BISSONNAIS, Y. L. (1998). *Importance of surface sealing in the erosion of some soils from a Mediterranean climate*. *Geomorphology* 24: 79–85.
- SKIDMORE, E. L. (1997). *Comments on chain method for measuring soil roughness*. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, 1532–1533.
- SOLÉ-BENET, A.A., CALVO, A., LÁZARO, R., PINI, R., BARBERO, J. (1997). *Influences of micro-relief patterns and plant cover on runoff processes in badlands from Tabernas (SE Spain)*. *Catena* 31 (1-2), 23-38.
- SOLÉ-BENET, A., CANTÓN, Y., LÁZARO, R., DELBARRIO, G., PUIGDEFÁBREGAS, J., VIDAL, S. (2008). *Estación Experimental El Cautivo (Desierto de Tabernas, Almería)*. In "La Red de Estaciones Experimentales de Seguimiento y Evaluación de la Desertificación (RESEL). Actividades y Resultados 1995-2004". Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid (in press).
- SOUZA-EGIPSY, V., ASCASO, C., SANCHO, L. G. (2002). *Water distribution within terricolous lichens revealed by scanning electron microscopy and its relevance in soil crust ecology*. *Mycological Research*, 106 (11): 1367-1374.
- SSSA (Soil Science Society of America). (1997). *Glossary of Soil Science Terms*. ASA-SSSA Publ., Madison.
- STEICHEN, J. M. (1984). *Infiltration and random roughness of a tilled and untilled clay pan soil*. *Tillage Res*, 4, 251-262.
- SUN, Y., LIN, J., LAMMERS, P. S., DAMEROW, L., HUEGING, H., ZHANG, H., SUN, W. (2009). *Predicting surface porosity using a fine-scale index of roughness in cultivated field*. *Soil Till Res* 103, 57-64.
- TCHOUPONOU, E. (1989). *Splash from microphytic soil crusts following simulated rain*. Master of Science, Range Science, Utah State University, Logan, UT.
- THUROW, T. L. (1991). *Hydrology and erosion*. In *Grazing Management An Ecological Perspective*, Heitschmidt R. K, Stuth J. W (eds). Timber Press: Portland, Oregon; 141–177.

- VALENTIN, C. (1993). *Soil crusting and sealing in West Africa and possible approaches to improved management. Soil Tillage in Africa: needs and challenges*. FAO Soils Bulletin, N° 69. FAO, Roma, Italia.
- VALENTIN, C., BRESSON, L. M. (1992). *Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils*. Geoderma, 55: 225–245.
- VALENTIN, C., BRESSON, L. M. (1998). *Soil crusting*. In: R. Lal, W.H. Blum, C. Valentin, and B.A. Stewart (eds.), *Methods for assessment of soil degradation*. II. Series, *Advances in soil science*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- VALENTIN, C., D'HERBÉS, J. M. (1999). *Niger tiger bush as a natural water harvesting system*. Catena, 37: 231-256.
- VALENTIN, C., RUÍZ FIGUEROA, J. F. (1987). *Effects of kinetic energy and water application rate on the development of crusts in a fine sandy loam soil using sprinkling irrigation and rainfall simulation*. En: Federoff, N., Bresson, L.M., Courty, M.A. (Eds.), *Soil Micromorphology*. L'Association Francaise pour l'Etude du Sol, Plaisir, France, 401-408.
- VALERA MARTINEZ, D.L. (1997). *Medida sin contacto y análisis del microrrelieve de los suelos agrícolas: aplicación al estudio experimental de los daños provocados por el paso de tractores sobre los campos*. Tesis doctoral. Universidad de Córdoba. Centro de realización: Departamento Ingeniería Rural. Programa de doctorado: Ingeniería Agroforestal.
- VERRECCHIA, E., YAIR, A., KIDRON, G. J., VERRECCHIA, K. (1995). *Physical properties of the psammophile cryptogamic crust and their consequences to the water regime of sandy soils, north-western Negev Desert, Israel*. Journal of Arid Environments, 29(4): 427-437.
- VIDAL VÁZQUEZ, E., TABOADA CASTRO, M. M. (1999). *Índices de rugosidad y estimación del almacenamiento temporal de agua en un terreno de cultivo*. Cadernos Lab. Xeolóxico de Laxe Coruña, 24: 89-98.
- WAGNER, L. E., YIMING, Y. (1991). *Digitization of profile meter photographs*. Trans. ASAE, 34(2), 412–416.

- WHALLEY, W. B., BRICE R. R. (1994). *A digital surface roughness meter*. Earth Surface Processes and Landforms, 19: 809–814.
- WANG, F., ZHUNG, Z., HU, Z. (1981). *Nitrogen fixation by an edible terrestrial blue-green algae*. In: Gibson AH, Newton WE, Eds. Current perspective in nitrogen fixation. Amsterdam: Elsevier-North Holland. p 455.
- WELCH, R., JORDAN, T. R. (1983). Analytical non-metric close range photogrammetry for monitoring stream channel erosion. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 49 (3), 367-374.
- WEST, L. T., BRADFORD, J. M., NORTON, L. D. (1990). *Crust morphology and infiltrability in surface soils from southeast and midwest USA*. En: Douglas, L.A. (Ed.), Soil micromorphology: a basic and applied science. Developments in Soil Science, 19. Elsevier, Amsterdam, 107-113.
- WEST, L. T., CHIANG, S. C., NORTON, L. D. (1992). *The morphology of surface crusts*. En: Summer, M. E., Stewart, B. A. (Eds.), Soil crusting. Chemical and physical processes. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 73-92.
- YAIR A. (1990). *Runoff generation in a sandy area—the Nizzana sands, western Negev, Israel*. Earth Surface Processes and Landforms 15: 597–609.
- YAIR, A. (2003). *Effects of biological soil crusts on water redistribution in the Negev desert, Israel: a case study in longitudinal dunes*. In: Belnap, J., Lange, O. L. (Eds.): Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management, Springer-Verlag, Berlin, 303-314.