



Trabajo Fin de Grado

APLICACIÓN DEL MÉTODO LANDSCAPE FUNCTION ANALYSIS (LFA) PARA EVALUAR EL ESTADO DE LAS RESTAURACIONES MINERAS. EL CASO DE LA MINERÍA DE CARBÓN A CIELO ABIERTO EN UTRILLAS (TERUEL)

Realizado por:

Juan Alejandro Oyarzábal Mateo

Dirigido por:

José Manuel Nicolau Ibarra

Ciencias Ambientales

Octubre 2013

Escuela Politécnica Superior de Huesca



escuela
politécnica
superior
de huesca



Trabajo Fin de Grado

APLICACIÓN DEL MÉTODO LANDSCAPE FUNCTION ANALYSIS (LFA) PARA EVALUAR EL ESTADO DE LAS RESTAURACIONES MINERAS. EL CASO DE LA MINERÍA DE CARBÓN A CIELO ABIERTO EN UTRILLAS (TERUEL)

Realizado por:

Juan Alejandro Oyarzábal Mateo

Dirigido por:

José Manuel Nicolau Ibarra

Ciencias Ambientales

Octubre 2013

Escuela Politécnica Superior de Huesca

Resumen

La minería es una actividad necesaria para la sociedad que produce un intenso impacto ambiental y cierto rechazo social. Para poder compatibilizar minería con medio ambiente la restauración es una herramienta necesaria aunque no siempre suficiente. Las restauraciones mineras se encuentran reguladas por la ley desde 1982 en España. Sin embargo, las normativas no contemplan ningún método empírico para la evaluación del resultado de las labores de restauración. Este es un aspecto importante desde el punto de vista ambiental, pero también administrativo, ya que para la devolución del aval económico depositado por las empresas mineras se requiere un informe técnico sobre el éxito de la restauración.

Para cubrir la falta de una metodología de evaluación de restauraciones, en este Trabajo de Fin de Grado se evalúa la validez del método LFA (*Landscape Function Analysis*), desarrollado en Australia, como herramienta de aplicación en la cuenca minera de Utrillas (Teruel).

LFA es un método de evaluación del estado de degradación de ecosistemas en ambientes secos, que se ha aplicado con éxito en zonas mineras restauradas. LFA se fundamenta en tres tipos de índices: Índice de Estabilidad, Índice de Infiltración e Índice de Reciclado de Nutrientes. El método se basa en los procesos hidrológicos de superficie, teniendo que realizar una serie transectos en el terreno que se quiere evaluar. Sobre estos últimos, hay que medir: a) La organización espacial de los parches de vegetación (midiendo longitud, anchura y distancia entre ellos) y b) Evaluación de las características de la superficie del suelo mediante 11 indicadores que se agrupan en los 3 índices enunciados anteriormente.

El método se ha aplicado en un conjunto de 6 taludes restaurados que representan un gradiente de degradación-agradación, es decir un gradiente de restauraciones fallidas a exitosas. Sobre estas laderas existe información publicada relativa a su funcionamiento ecohidrológico, lo que ha permitido comparar las estimaciones del LFA con las mediciones empíricas publicadas sobre las mismas. Adicionalmente, se ha aplicado también sobre una ladera natural, un encinar tomado como ecosistema de referencia.

Los resultados han mostrado las diferencias –estadísticamente significativas- entre los taludes según su estado de conservación y, también, que tales diferencias se corresponden con las encontradas mediante la aproximación empírica de tipo ecohidrológico. Así se ha diferenciado: taludes con regueros y escasa cobertura vegetal con estado de degradación; taludes que se encuentran en una situación de incertidumbre en su evolución, con presencia de regueros discontinuos y cobertura vegetal más estable. Y finalmente un talud que se encuentra en un estado de agradación, con ausencia de regueros y vegetación continua (dominada por *Genista scorpius*) mostrando un estado funcional mejor que el propio ecosistema de referencia. Por último se han identificado 3 tipos de comportamientos ecohidrológicos de los parches de vegetación: a) Generadores de escorrentía (exportadores), b) Sumideros (importadores) y c) Según las condiciones y circunstancias pueden actuar como sumideros o exportadores.

Agradecimientos

Me gustaría dar las gracias a José Manuel Nicolau, por la oportunidad que me ha dado de hacer este proyecto, por todo lo que me ha enseñado, por solucionar todas mis dudas y ayudarme en todo lo posible durante el muestreo en Utrillas con su enorme amabilidad.

Gracias a mi familia y amig@s, por su ánimo y apoyo.

Gracias a al grupo de Ecología de Alcalá de Henares (Mariano y Tíscar) por ayudarme en las dudas surgidas durante el muestreo y por el buen rato pasado.

Índice del Trabajo fin de Grado

1. Introducción	13
1.1 La necesidad de las restauraciones en la minería	13
1.2 La evaluación del éxito de las restauraciones mineras	14
1.3 Objetivos del TFG (Trabajo Fin de Grado)	16
2. Método LFA	17
2.1 Marco conceptual	17
2.1.1 Ecohidrología en ambientes Mediterráneos secos	17
2.1.2 La determinación de la heterogeneidad en los ambientes semiáridos	18
2.1.3 Modelo TTRP: Marco conceptual del método <i>LandScape Function Analysis</i>	19
2.2 Descripción del método	20
3. Material y métodos	29
3.1 Área de estudio	29
3.1.1 Descripción de las restauraciones mineras en el área de estudio	33
3.1.2 Comportamiento ecohidrológico de las laderas restauradas	36
3.2 Protocolo de muestreo	38
3.3 Análisis de datos	44
4. Resultados	46
4.1 Resultados a nivel de ladera	46
4.1.1 Caracterización de las laderas	46
4.1.2 Caracterización del paisaje	50
4.1.3 Validación del método LFA para la cuenca de Utrillas	53
4.2 Resultados a nivel de parche	56
4.2.1 Contribución de cada tipo de parche/interparche a los índices	57
4.2.2 Caracterización funcional de cada tipo de parche/interparche	58
4.2.3 Comparación cualitativa con la caracterización de parches empírica	62
5. Discusión	63
5.1 Escala de ladera	63
5.2 Escala de parche	65

6. Conclusiones	68
7. Bibliografía	69
8. Anexos	74
8.1 Anexo 1	74
8.1.1 La minería del carbón y su deterioro ambiental	74
8.2.1 Evolución histórica de la minería del carbón en la provincia de Teruel	75
8.2 Anexo 2	79
8.2.1 Marco legal y normativa aplicable a la restauración	79
8.2.2 Disposiciones específicas medioambientales y particulares de aplicación a la Minería.	80
8.2.3 Normativa específica para la restauración en explotaciones de carbón a cielo abierto.	82
8.3 Anexo 3	85
8.3.1 Metodología LFA	85
8.3.1.1 Ejemplo y ficha de trabajo para la caracterización de la organización del paisaje.	85
8.3.1.2 Ficha de trabajo para la evaluación de los indicadores del suelo	86
8.3.1.3 Indicadores de las características del suelo	86
8.3.2 Fotografías de cada tipo de parche/interparche	89
8.3.3 Tablas de referencia de los indicadores del suelo	94
8.3.4 Coordenadas de los transectos	97
8.4 Anexo 4	98
8.4.1 Datos de los resultados del Índice de Infiltración, Estabilidad y Reciclaje de Nutrientes para cada transecto y ladera.	98
8.4.2 Datos de los resultados de la organización del paisaje para cada transecto y ladera.	100
8.4.3 Datos y resultados del comportamiento individual de cada tipo de parche /interparche respecto al IE, II Y IRN.	103
8.4.4 Contribución (%) de cada parche/interparche individual al IE, II, IRN.	106
8.4.5 Datos de los resultados de la caracterización de cada tipo de parche/interparche basados en los índices funcionales del paisaje	111
8.4.6 Datos y resultados del análisis Kruskal-Wallis.	112

8.4.7 Resultados del análisis estadístico de correlación de *Spearman* para la validación del método LFA.

122

Índice de tablas y figuras

- Figuras e imágenes

Figura 1: Esquema del Modelo conceptual Desencadenante-Transferencia-Reserva-Pulso (Trigger-transfer-reserve-pulse, TTRP). Tomado de Tongway et al., 1995.	20
Figura 2: Foto durante la realización de un transecto con la cinta métrica.	21
Figura 3: Transecto realizado en una ladera	22
Figura 4: Ejemplo gráfico de un parche	22
Figura 5: Sección de un transecto donde muestran los límites de los parches e interparches.	23
Figura 6: Ilustración de las mediciones que hay que realizar en los parches/interparches a lo largo del transecto.	24
Figura 7: Ilustración esquemática que muestra la manera de medir la longitud y anchura de los parches.	24
Figura 8: Mapa localización general de Utrillas.	29
Figura 9: Ortofoto de la antigua mina de “El Murciélagos”.	30
Figura 10: Ortofoto de la antigua mina de “El Moral”.	30
Figura 11: Ortofoto del ecosistema de referencia.	31
Figura 12: Diagrama ombrotérmico (Climodiagrama de Walter-Gausen) para los datos de estación de Montalbán (León, 1991).	32
Figura 13: Fotografía de la antigua mina de “El Murciélagos”.	34
Figura 14 Imagen de una plataforma aprovechada por cultivos en “El Moral”	34
Figura 15: Imagen de una ladera de “El Moral” suavizada con buen desarrollo de vegetación.	35
Figura 16: Foto de la antigua mina de “El Moral”	35
Figura 17: Foto de un reguero localizado en una ladera de estudio en el “El Moral”	36
Figura 18: Foto de una zona interreguero en una ladera de la zona de estudio del “El Moral”	37
Figura 19: Fotos de la ladera 1.	39
Figura 20: Fotos de la ladera 2.	40
Figura 21: Fotos de la ladera 3.	40
Figura 22: Fotos de la ladera 4.	41
Figura 23: Fotos de la ladera 5.	41
Figura 24: Fotos de la ladera 6.	42
Figura 25: Fotos del ecosistema de referencia o ladera 7.	43

Figura 26: Fotos de la colocación del quadrat 50x50 en el transecto.	42
Figura 27: Caracterización del comportamiento funcional de las laderas respecto al Índice de Estabilidad, Índice de Infiltración, Índice de Reciclaje de Nutrientes.	46
Figura 28: Test Kruskal-Wallis. IE (A), II (B) e IR (C).	47
Figura 29: Análisis de Kruskal-Wallis para las distintas laderas en base a los datos de organización del paisaje. Nº total de parches/10 m (A); Área total de parches (B); Distancia media entre parches (C); Índice de organización del paisaje (D).	50
Figura 30: Relación entre el Índice de Estabilidad y la tasa de erosión, la densidad de regueros y la tasa de erosión en regueros (A). Relación entre el Índice de Infiltración y el coeficiente de escorrentía (B). Relación entre el Índice de Reciclado de Nutrientes y el contenido en materia orgánica y el contenido en Nitrógeno (C).	54
Figura 31: Contribución (%) de cada tipo de parche/interparche a los Índices de Estabilidad, Infiltración y Reciclado de Nutrientes. (A)Ladera 1 y 2, (B) Ladera 3 y 4, (C) Ladera 5 y 6 y (D) Ladera 7	57
Figura 32: Resultados de la caracterización de los distintos tipos de parche en base a los índices funcionales del paisaje. El eje y representa valores del Índice de Estabilidad (A), Infiltración (B) y Reciclado de Nutrientes (C)	59
Figura 33: Análisis de Kruskal-Wallis para de los diferentes tipos de parche/interparche en base a los índices funcionales del paisaje. Índice de Estabilidad- Tipo de parche/interparche (A); Índice de infiltración-Tipo de parche/interparche (B); Índice de reciclado de nutrientes-Tipo de parche/interparche (C).	61
Figura 34: Modelo propuesto por Moreno-de las Heras, Nicolau, J.M., Merino-Martín, L. & Wilcox. Scale dependency of slope runoff and erosion along a gradient of degradation.	63
Figura 35: Resultado del test de Kruskal-Wallis para determinar el comportamiento hidrológico de las comunidades vegetales. (Tomado de Merino, 2008)	67
Figura 36: Distribución de la superficie afectada por la minería según el estado operativo y el tipo de modelo topográfico en 2006. Fuente: Plan Director para la Restauración Edafopaisajística y Recuperación Ambiental de los Espacios Degrados por la minería de carbón en la comarca de Bierzo.	76
- <u>Tablas</u>	
Tabla 1: Identificación de los indicadores de la superficie del suelo y relación con los índices de estabilidad	25
Tabla 2: Ejemplo de datos de referencia del método LFA para asignar valores adimensionales a los indicadores del suelo.	26
Tabla 3: Parámetros para la validación del método LFA	27
Tabla 4: Datos referentes a la trayectoria evolutiva del sistema de laderas restaurado en la zona de estudio.	38
Tabla 5: Identificación de las laderas estudiadas	39
Tabla 6: Fechas de muestreos	43
Tabla 7: Identificación de los tipos de cubiertas y parches	56

Memoria

1. Introducción

1.1 La necesidad de las restauraciones mineras

La minería es una actividad necesaria para la sociedad, la cual depende absolutamente de los recursos minerales, los cuales contribuyen a nuestro bienestar. La minería es básica para poder llevar la calidad de vida que exigimos, ya que la sociedad necesita la naturaleza y sus recursos para nuestra supervivencia y bienestar.

Esta actividad minera produce un fuerte impacto ambiental como por ejemplo efectos sobre geología, geomorfología y suelos, efectos sobre el régimen hidrológico y de sedimentos de las cuencas naturales o efectos sobre las comunidades bióticas y los usos del territorio de las poblaciones locales. Estos impactos reducen el flujo de servicios ambientales que la sociedad recibe de la naturaleza. Ello es causa en ocasiones de un intenso rechazo social de la población hacia las actividades extractivas.

Una herramienta necesaria, aunque no suficiente, para poder compatibilizar la actividad minera con la sostenibilidad del flujo de servicios ambientales desde los ecosistemas, es la restauración de dichas explotaciones, la cual debe generar ecosistemas funcionales. Esta herramienta nos permite compatibilizar la actividad minera con el factor ambiental y el rechazo social. Como restauración nos referimos a una serie de medidas que se realizan con el fin de devolver al área o zona las características de un ecosistema saludable y apto para la vida, además de las propiedades paisajísticas adecuadas, es decir, se pretende generar ecosistemas funcionales que generen un flujo de servicios.

En estos ambientes donde se ha producido una actividad perturbadora de enorme intensidad, como se da en el caso de la minería de carbón a cielo abierto, las actividades restauradoras necesarias resultan muy difíciles y costosas. Como consecuencia de esta gran perturbación se forman unos ecosistemas “nuevos” que parten de un estado de sucesión primaria donde predominan sustratos estériles y con ausencia de propágulos, en los que se debe restablecer gran parte de los componentes y procesos ecosistémicos (Moreno de las Heras, 2009).

Para que estas restauraciones sean efectivas es imprescindible generar formas topográficas estables en las que la acción erosiva de las escorrentías esté controlada, de manera que no esté en riesgo el desarrollo del suelo y la vegetación (Nicolau, 2003; Gómez Sal y Nicolau, 1999).

Por eso el objetivo principal en las primeras etapas de la restauración debe ser recuperar los procesos esenciales o claves para el funcionamiento del nuevo ecosistema, incrementando el esfuerzo en estas etapas iniciales que son tan determinantes para que el resultado de la restauración sea efectivo. El reconocimiento de cuáles son los componentes o funciones limitantes en estos espacios resulta esencial para la recuperación de los mismos (Palmer, 1992; Beeby, 1993).

Dado que la restauración es un aspecto esencial para que la actividad minera sea compatible con la conservación del medio ambiente, resulta imprescindible disponer de metodologías que permitan evaluar el éxito de las restauraciones.

La valoración o la medición del éxito / efectividad de las actividades restauradoras es una cuestión compleja o difícil, ya que en muchas ocasiones se ha centrado más en aspectos estéticos que en los funcionales que son los importantes (Haigh, 2000). También en otros casos, la evaluación se ha orientado a analizar el estado que se encuentra esa restauración en un determinado momento en vez de en la dinámica sucesional del mismo. Sin embargo, la evolución de las restauraciones debería abordarse desde una perspectiva del sistema de forma holística, atendiendo al funcionamiento y a la dinámica sucesional del sistema en cuestión.

El estado ambiental de las restauraciones de la minería del carbón a cielo abierto en Teruel, y su evolución a lo largo del tiempo, así como los principales impactos que genera la minería se recogen en el Anexo 1.

Las actividades de restauración son obligatorias en el caso de la minería a cielo abierto en España desde el año 1982, de acuerdo con la normativa (RD 2994/1982 de 15 de Octubre) referente a las actividades extractivas. Dos años más tarde, se elaboró una norma específica para la minería del carbón (RD 1116/1984 de 20 de noviembre) y recientemente el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. Todo el marco legal referente al ámbito de la minería se recoge en el Anexo 2.

El principal problema que se deriva de estas legislaciones, y como consecuencia afecta a las restauraciones, es definir o establecer en qué consiste la restauración y sobre todo cómo y cuál es una restauración efectiva y exitosa, así como determinar y establecer unos criterios y una metodología clara para cumplir los objetivos de dichas actividad restauradora. Cabe destacar que las empresas mineras depositan un aval antes de realizar la explotación, por si la restauración no se realiza adecuadamente o no alcanza un grado de éxito. Si se produce esta situación, la administración no devolverá al titular de la explotación el aval. Por ello hay que resaltar la importancia de poder evaluar de forma adecuada y objetiva las restauraciones.

Existe un alto grado de incertidumbre acerca de la evolución en el tiempo de los ecosistemas restaurados. Diversos factores influyen a ello: La calidad en la ejecución de las labores de restauración, la calidad de la especie introducida, la estocasticidad ambiental, los usos que se le vayan a dar al espacio o aspectos políticos del territorio (Moreno de las Heras, 2009). Por ello se considera que la evaluación de las restauraciones en un primer momento, es decir nada más ejecutarse las labores de restauración es difícil y arriesgada, por lo que se debería realizar tareas de seguimiento y establecer una serie de objetivos y patrones para conseguir el éxito final que evitarían numerosas deficiencias de proyecto de restauraciones mineras que no han alcanzado el logro o solo parcialmente. Realizando este seguimiento se conseguiría una adecuada devolución del aval por parte de la administración, en vez de realizarla una vez finalizada la ejecución del plan de restauración.

1.2 La evaluación del éxito de las restauraciones mineras

Uno de los antecedentes del este trabajo fin de grado (a partir de ahora se le denominará TFG), es proporcionar un método fiable y eficaz que permita evaluar adecuadamente una

restauración minera, y poder establecer en qué estado se encuentra el nuevo sistema generado después de la explotación.

Primero en lo que respecta a la legislación española vigente, Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras, concretamente en el capítulo 3 de la ley, recoge el Plan de Restauración de las actividades mineras, estableciendo unas pautas para realizarlo correctamente pero en ningún momento se incluye ningún método o referencia que permita evaluar las restauraciones mineras, lo cual es bastante extraño en una legislación tan actualizada.

En lo referente a las entidades certificadoras de la normalización y el control de calidad, por una parte está AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación) que posee dos normas: la norma UNE-22470 (Indicadores de gestión de la minería sostenible) y la norma UNE -22480 (Sistema de gestión minera sostenible) en las que no aparece ninguna mención de cómo evaluar el estado de una restauración minera, aunque si incluye una serie de indicadores medioambientales, lo que se acerca más a establecer un diagnóstico de la restauración. Por la otra parte se encuentra ISO (*International Organization for Standardization*) que contiene la norma 14001 (que afecta a la minería), pero que no posee ningún punto referente a la restauración minera y menos algún tipo de método de evaluación de esta, solo se centra en marcar objetivos medioambientales enfocados a ella.

Una vez enunciados los vacíos en la legislación española y en las empresas certificadoras más importantes, en cuanto a la presencia de un método de evaluación de las restauraciones mineras, se presenta una serie de métodos de evaluación de restauraciones en general y en el ámbito minero.

En España el único método de evaluación de restauraciones mineras que se ha encontrado es el "Protocolo de Evaluación de la Restauración de las Actividades Extractivas" perteneciente a la Generalitat de Cataluña, más concretamente a la Dirección general de Calidad Ambiental, a través del área de Evaluación y Restauración de Actividades Extractivas, según el cual este protocolo es una herramienta que facilita una evaluación correcta de los trabajos de restauración, y tiene como principal característica que cualquier técnico de una actividad extractiva lo puede aplicar para realizar el seguimiento y la evaluación continuada del proceso rehabilitador, siempre que este esté diseñado desde una perspectiva ecológica. Este protocolo se basa en una serie de indicadores que son: 1) el riesgo geotécnico, 2) los procesos de degradación del suelo, 3) calidad del sustrato y 4) la vegetación.

En el ámbito internacional, los principales métodos de evaluación de restauraciones, son en primer lugar, el propio método "*LandScape Function Analysis*" desarrollado en Australia por D. J Tongway and N.L Hindley que se aplica en este TFG.

También la Sociedad de Restauración Ecológica Internacional (SER) realizó una guía en 2004 que proporciona una lista de nueve atributos del ecosistema para medir el éxito de la restauración. Sugirieron que un ecosistema restaurado debe tener los siguientes atributos: (1)

diversidad similar y estructura de la comunidad en comparación con sitios de referencia, (2) la presencia de especies autóctonas, (3) la presencia de grupos funcionales necesarios para la estabilidad a largo plazo, (4) capacidad del medio físico para mantener poblaciones reproductoras, (5) el funcionamiento normal, (6) la integración con el paisaje, (7) la eliminación de las amenazas potenciales; (8) capacidad de resistencia a las perturbaciones naturales, y (9) autosostenibilidad. Aunque las mediciones de estos atributos proporcionan una excelente evaluación de éxito de la restauración, algunos estudios no cuentan con los recursos financieros para supervisar todos estos atributos. Por otra parte, las estimaciones de muchos atributos a menudo requieren estudios detallados a largo plazo, pero la fase de seguimiento de la mayoría de los proyectos de restauración rara vez dura más de 5 años.

Para resumir este apartado, se ha observado que en España existe una carencia en cuanto a los métodos de evaluación de restauraciones mineras, las cuales son de obligatoriedad por parte de la legislación nacional después de haber realizado una actividad extractiva, siendo la Generalitat de Catalunya la única que posee un método adecuado, claro y conciso, que se ha desarrollado en base a otros métodos del ámbito internacional como los que han sido enunciados anteriormente que permiten evaluar adecuadamente un restauración minera.

1.3 Objetivos del TFG

El objetivo general de este TFG es comprobar la validez del método LFA en la evaluación de las restauraciones de la minería del carbón a cielo abierto en Utrillas (Teruel).

Para ello se han perseguido dos objetivos específicos:

1. Comparar el estado de las restauraciones obtenido a través del método LFA en un conjunto de siete taludes que representan un gradiente del estado ecológico de las restauraciones (fracaso-éxito), con los resultados obtenidos en ellos por otros autores mediante el monitoreo de diversos procesos ecohidrológicos.
2. Comparar el estado de las restauraciones obtenido a través del método LFA con el de un encinar próximo, considerado como ecosistema de referencia, aplicando el mismo método LFA.

2. Método LFA

2.1 Marco conceptual

2.1.1 Ecohidrología en ambientes Mediterráneos secos

Hay que destacar que en los ambientes mediterráneos secos, a los cuales pertenece nuestra área de estudio, se originan precipitaciones inferiores a los 500 mm, lo que origina que los procesos de drenaje sean muy limitados, por lo que la mayoría del agua de las precipitaciones se pierde a través de procesos de evapotranspiración. Por debajo de esos niveles de disponibilidad hídrica, la presencia de una cubierta vegetal estable y continua es casi imposible (Cortina et al 2004).

Si pasamos al ámbito del clima mediterráneo-continental, presenta una serie de condiciones que dificultan de forma considerable el proceso de desarrollo vegetal, que estará limitado a dos períodos vegetativos correspondientes, la primavera y el otoño, los cuales son cortos y están separados temporalmente.

Por una parte tenemos la escasez hídrica estival y los fríos y duros inviernos que originan que las plantas estén en parada biológica durante un gran parte del año. Si a esto, le sumamos la discontinuidad de las precipitaciones y en ocasiones de carácter torrencial de estas, se producen procesos erosivos muy intensos que seguidos de grandes períodos sin lluvia, originan que el establecimiento de la vegetación sea difícilísimo. Hay que tener en cuenta que la erosión además limita la disponibilidad hídrica ya que modifica las características superficiales del suelo (profundidad del suelo funcional para el desarrollo vegetal, disminución del materia orgánica, encostramiento superficial...) lo que produce un empobrecimiento de la comunidad vegetal, la cual disminuye la capacidad de esta para protegerse de la erosión hídrica (Nicolau 2003, Moreno de las Heras, 2009). Debemos tener en cuenta que la erosión alcanza el valor máximo en zonas con 300 mm de precipitación anual (García-Fayos, 2004).

El factor de la vegetación es fundamental sobre el control de la intensidad de los efectos de la erosión hídrica, ya que incrementa la propia coherencia del suelo y la estabilidad de los agregados del mismo, protección frente al daño producido por el impacto de las gotas de lluvia, además de mejorar la capacidad de infiltración y actuando como obstáculo para la escorrentía. Si la vegetación no es capaz de controlar estos factores, la erosión va disminuyendo la cantidad efectiva de recursos disponibles para su correcto desarrollo, que puede deberse a el arrastre y el transporte a otros lugares o por un deterioro de las características físico-químicas del suelo que permiten captar y almacenar los propios recursos, lo que dificulta considerablemente el tan importante proceso de sucesión ecológica (Nicolau, 2003). La erosión hídrica afecta a la capa superficial del suelo, donde se produce la acumulación de restos vegetales, nutrientes, agua y propágulos. En este horizonte superficial se produce la germinación de las semillas, por lo que la pérdida por erosión del mismo supone una importante perturbación y el consecuente reforzamiento del estrés hídrico de la cubierta vegetal. Por eso la medición de las características superficiales del suelo es un importante indicador del estado funcional del ecosistema.

Esta escorrentía superficial se comporta como un factor clave en los ambientes restaurados y su control es vital para el devenir de la restauración. Ya que puede actuar como redistribuidor de un recurso escaso, el agua; o como un importante agente perturbador del ecosistema. El dominio y control experto de estos procesos de escorrentía dentro de sistemas que presentan estados degradados, resulta una herramienta prioritaria para emprender procesos de restauración de estos ecosistemas (Nicolau, 2003).

Existe una relación determinante la cual afecta a la dinámica erosiva del sistema entre las formas de superficie, el suelo y la vegetación, teniendo en cuenta el régimen climático. Cada suelo presenta un umbral crítico entre la erosión que puede soportar y la vegetación que puede sustentar. Si este umbral es sobrepasado, la disminución de la cobertura vegetal e incremento de la erosión debido a la falta de vegetación, puede llegar a alcanzar un estado de desertificación irreversible (García-Fayos, P. 2004). La composición de la vegetación y el patrón espacial de ésta depende y es influida por la erosión hídrica (Espigares et al, 2009), pero también el patrón espacial vegetal actúa modificando la dinámica hídrica del sistema de forma reversible. Los procesos erosivos son claves tanto en la estructura de la vegetación (cobertura o biomasa) como en la riqueza de especies, ya que las especies vegetales que están presentes en estos ambientes tan duros presentan determinadas características funcionales que les debe permitir sobrevivir (García-Fayos, P. 2004).

Para resumir este apartado, podemos establecer que hay dos características de los ambientes mediterráneos secos:

- Presencia de una cubierta vegetal discontinua debido a la baja disponibilidad de recursos y heterogeneidad ambiental a pequeña escala. Cabe destacar que la cobertura vegetal en estos ambientes, va desde un 100% a menos de 20% según las condiciones que se den (Cortina et al, 2004)
- Cobertura escasa, generando “islas de fertilidad” rodeadas de huecos desnudos.

De estas dos características, concluimos que la cubierta vegetal está limitada por el recurso hídrico, lo que impide una cubierta frondosa y continua, que sumado a procesos erosivos originados por precipitaciones intensas a los cuales no pueden hacer frente o mitigar su intensidad, y unas características del suelo que no permiten una rápida y eficiente infiltración del exceso de agua, el problema se agrava.

2.1.2 La determinación de la heterogeneidad ambiental en los ambientes semiáridos

A pequeña escala, si se presenta una heterogeneidad espacial generada, se produce una variación importante en el comportamiento de la superficie del suelo (Tongway et al, 2005) como sucede en la hidrogeomorfología, que varía notablemente debido a la disponibilidad de sedimentos, infiltración o rugosidad. Estos cambios generan un diferenciación clave en los tipos de superficies o cubiertas del terreno, en las que habrá elementos que actúen como fuente o como sumidero según la escorrentía superficial, sedimentos y propágulos.

Según Tongway et al (2004a) la producción de biomasa es mayor en los medios semiáridos si la lluvia se concentra en algunas zonas, en vez de que esté se distribuya uniformemente por la superficie del suelo. Esta afirmación es clave en la ecología de paisaje en las zonas áridas (Maestre, 2003). Es decir, si se producen precipitaciones capaces de generar escorrentía, y estas, se concentran en determinadas zonas, poseerán una mayor disponibilidad de condiciones hídricas generándose las llamadas “islas de fertilidad”. Estas zonas presentan mayores concentraciones de otros recursos (nutrientes, materia orgánica) o propágulos (semillas, esporas de hongos, etc.), ya que la escorrentía superficial transporta los nutrientes disueltos, restos de materia orgánica y sedimentos que acaban siendo retenidos en estos puntos de máxima fertilidad local. Por eso en estos ambientes áridos o semiáridos, estas manchas o parches de vegetación perennes son tan importantes, actuando como colectores de recursos que son escasos (Martín et al, 1999). Otra interacción muy importante es la de tipo “facilitación” de planta a planta, que es vital también para formar estas “islas de fertilidad” o micrositios con mejores condiciones para la dispersión, germinación, crecimiento y supervivencia de las plántulas y semillas. Un ejemplo de ello es la facilitación entre plántulas de especies arbóreas y arbustivas en ambientes mediterráneos, siendo un fenómeno generalizado (Zamora, 2001; Maestre, 2003a; Maestre et al, 2003d; Marañón et al, 2004).

Podemos concluir, que la vegetación mejora las condiciones edáficas y microclimáticas en sus inmediaciones en comparación a los espacios de suelo desnudo contiguos, formándose lo que hemos enunciado antes, las “islas de fertilidad”, donde la relación facilitación-competencia entre plantas presenta un balance positivo a favor de la facilitación (Maestre, 2003a). El modelo de funcionamiento de este tipo de ecosistemas semiáridos se caracteriza en estar formados por dos unidades o zonas, las zonas fuente (suelo desnudo) ya que permiten el transporte a través de ella de esos recursos tan importantes que hemos enunciado antes y las zonas sumidero (plantas vasculares) capaces de retener esos recursos procedentes de los sumideros (Cortina et al, 2004). La función de la planta en estas zonas llamadas sumidero, la cual mejora las condiciones microclimáticas, es aprovechar el recurso hídrico de forma más eficiente, de forma que las tasas de evapotranspiración disminuyan, mejorando las propiedades físicas y químicas del suelo, además de la habilidad para la retención de los propágulos debido a un transporte anemocoro. En suma, estas manchas pueden ser empleadas por las especies vegetales para avanzar etapas de la sucesión al emplearlas como puntos de refugio en áreas degradadas (Barbera et al, 2006). Este efecto nodrizo o niñera ha sido ampliamente comprobado en el ámbito semiárido mediterráneo (Barbera et al. 2006; Gómez-Aparicio et al. 2004, Maestre, 2003a).

2.3.1 *Modelo TTRP: El marco conceptual del método LFA (Landscape Function Analysis)*

Ludwig y Tongway (1995) proponen un modelo conceptual que se ajusta muy bien al concepto de heterogeneidad ambiental y procesos ecohidrológicos en ambientes áridos y semiáridos. La heterogeneidad espacial está formada por la alternancia de suelo desnudo con ausencia de vegetación (claros) y por manchas de vegetación con variaciones en su tamaño (matas) como consecuencia de un flujo de recursos que recorre el sistema. En este tipo de ecosistemas

intervienen procesos como el transporte, la utilización, el ciclo de los escasos recursos y limitaciones como el agua, el suelo, la materia orgánica y propágulos en un contexto temporal y espacial (Ludwig et al. 1995). Este enfoque explica el funcionamiento del ecosistema y las diferencias que existen entre la composición biológica y la estructura de este.

El marco conceptual TTRP (Desencadenante-Transferencia-Reserva-Pulso) se basa en lo enunciado anteriormente, es decir, en el análisis de los procesos involucrados en el correcto funcionamiento del paisaje que son capaces de controlar la forma de utilizar eficientemente los recursos limitantes.

Si consideramos, según este TFG, una ladera como elemento de estudio, entendiendo que actúa como un sistema biofísico, estaría formado por “parches” (islas vegetales) y zonas intermedias de suelo desnudo (interparches o claros), donde las zonas de suelo desnudo ejercen una función de fuente de recursos o inputs (agua, sedimentos y propágulos) en dirección a hacia los parches, matas o islas, las cuales generan una serie de procesos de retroalimentación dentro del sistema y a escala de ladera.

A continuación se presenta un esquema del modelo TTRP (Figura 1):

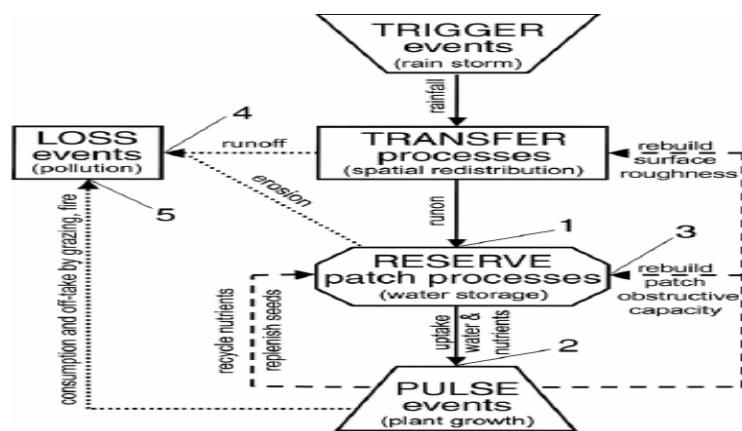


Figura 1. Esquema del Modelo conceptual Desencadenante-Transferencia-Reserva-Pulso (*Trigger-transfer-reserve-pulse, TTRP*). Tomado de Tongway et al., 1995

Este modelo explica, que las precipitaciones actúan como “Desencadenante”, ya que con una determinada intensidad genera una escorrentía superficial que va redistribuir (“Transferencia”) los recursos a través del sistema. Los recursos que se encuentran en las zonas intermedias o claros son transportados por la escorrentía hasta ser retenidos y acumulados en otros puntos del sistema, que son los parches, matas o islas. El resultado de este proceso genera una distribución desigual de los recursos y por tanto una diferenciación en las características como la infiltración y disponibilidad hídrica, materia orgánica, propágulos...). Si se dan las condiciones se genera un “Pulso” en la productividad vegetal y la mineralización de nutrientes en las zonas receptoras de estos aportes. Parte de esa productividad vegetal se puede perder o verse disminuida debido a procesos perturbadores como el fuego, la herbivoría o puede quedarse acumulada en forma de “Reserva”. Este “Pulso” puede general procesos de retroalimentación y modificar el proceso de “Transferencia” al modificarse las

condiciones físicas del suelo. Es este proceso de retroalimentación o autorregulación es la clave de la dinámica sucesional del ecosistema, y por lo tanto un factor determinante que caracteriza el estado en que se encuentra el sistema.

Por ejemplo, si el sistema posee más pérdidas de los recursos que reservas, la dinámica del sistema va a ser negativa, mientras que si es al revés, es decir, hay un mayor control de los recursos y disminuyen las fugas, el sistema está en proceso de una rehabilitación exitosa.

2.2 Descripción del método

A continuación se va explicar en qué consiste el método que se ha utilizado en este trabajo, *Landscape Function Analysis*, desarrollado por D J Tongway and N L Hindley (2004).

Se trata de un método mediante el cual podemos evaluar el estado funcional de un sistema biofísico, basándonos principalmente en los procesos implicados en la hidrología de superficie: precipitación, infiltración, escorrentía, erosión, crecimiento de las plantas y ciclos de nutrientes.

La metodología va consistir en:

- Caracterización de organización del paisaje (Distribución espacial de los parches fértiles e interparches):

El objetivo de este paso es caracterizar y cartografiar el sitio monitoreado en términos perdida o acumulación de recursos en un patrón espacial. Es decir, analizar cómo es la distribución de los diferentes tipos de parches fértiles e interparches, en este caso a lo largo de las laderas de estudio. Para poder realizar esta caracterización se realizan una serie de transectos con una cinta métrica (Figura 2).



Figura 2. Foto durante la realización de un transecto con la cinta métrica

Los transectos se deben iniciar en el borde superior de la pendiente de la cuenca hidrográfica local, es decir, en la parte superior de la ladera (Figura 3). Estos transectos se harán a favor de la pendiente máxima (dirección preferente del flujo de recursos y aguan en el ecosistema) y en dirección de los vientos más fuertes.



Figura 3. Transecto realizado en una ladera

En cada transecto habrá que realizar una serie de mediciones, para ello deberemos definir claramente que es un parche e interparche.

Un parche es elemento físico perdurable en el tiempo (perenne) que tenga capacidad para la acumulación de recursos de agua y sedimentos arrastrados por la erosión superficial, actuando como un área o elemento de captación y retención de recursos dentro de la ladera (Figura 4).



Figura 4. Ejemplo gráfico de un parche

Una vez explicado el parche nos disponemos a explicar un interparche, que es el espacio comprendido entre dos parches, el cual se caracteriza por ser una zona donde los recursos como el agua, los materiales del suelo y la materia orgánica son libremente transportados pendiente abajo cuando el transporte hídrico y eólico están activos. En la figura 5 se presenta la sección de un transecto donde se muestran los límites de parches e interparches.

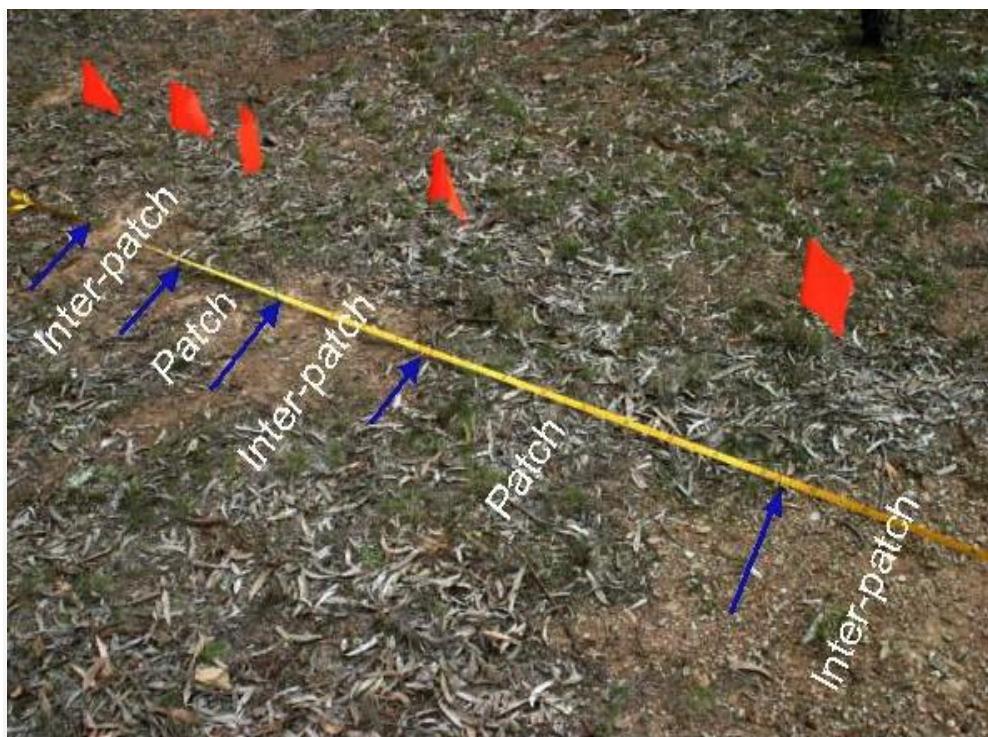


Figura 5. Sección de un transecto donde se muestran los límites de los parches e interparches

Las mediciones que hay que realizar en cada transecto son las siguientes:

1. Nº y tipología de las obstrucciones (parches) del flujo superficial por unidad de longitud del transecto. *Nota: Se considera como parche plantas superiores a 1cm y rocas de más de 10 cm.*
2. Anchura de las obstrucciones por unidad de longitud del transecto
3. Distancia media, y relación, entre obstrucciones (longitud interparche) por unidad de longitud del transecto.

En las figuras 6 y 7 se presentan una serie de imágenes de lo explicado anteriormente:

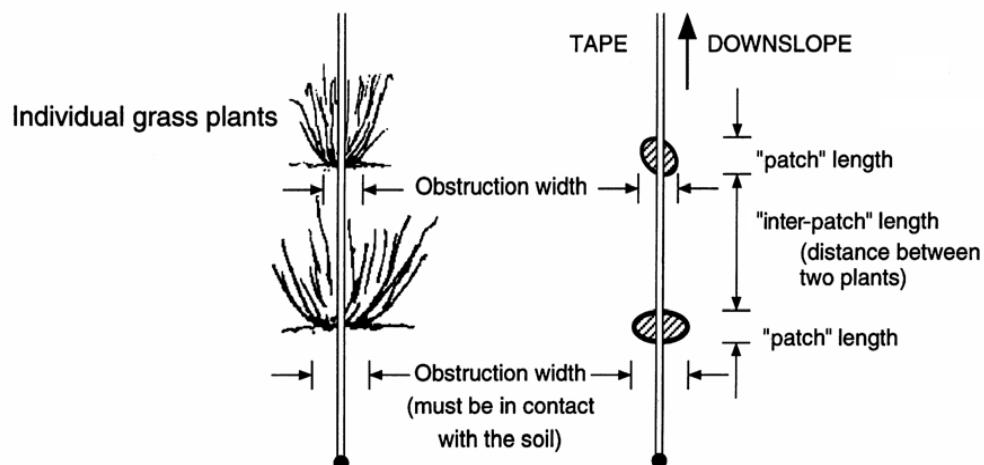


Figura 6. Ilustración de las mediciones que hay que realizar en los parches/interparches a lo largo de un transecto

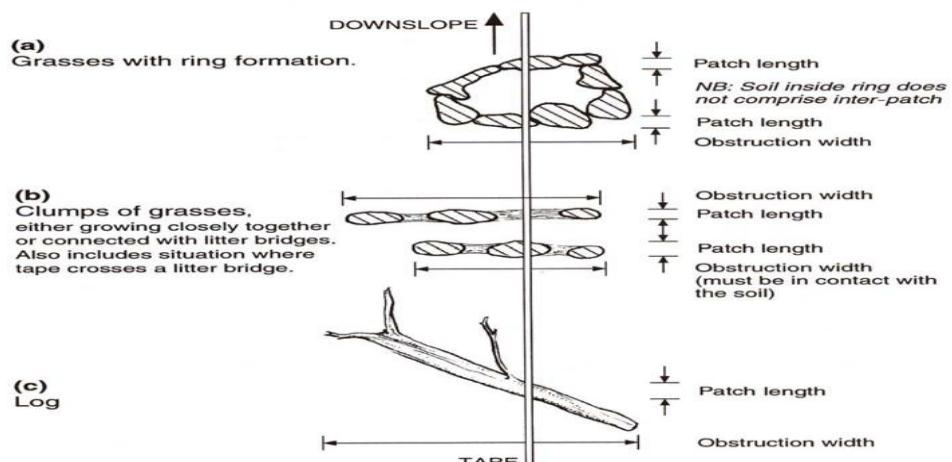


Figura 7. Ilustración esquemática que muestra la manera de medir la longitud y la anchura de los parches.

Los procesos identificados a esta escala son muy informativos sobre la función y el estado de salud de la vegetación, que en estos ambientes realizan una regulación de los escasos recursos. En particular, el papel de la disposición espacial de las plantas perennes, es fundamental a la hora de detener el flujo de agua de escorrentía, filtrar los sedimentos y materia orgánica, procesos de vital importancia. Mediante este método es posible medir rápidamente la disposición espacial de la vegetación, reflejando el control que tiene ésta sobre la escorrentía y erosión.

- Evaluación de la superficie del suelo de cada tipo de parche/interparche

En los mismos transectos medidos anteriormente en la caracterización de organización del paisaje, se realizarán una toma de muestras con la finalidad de medir unos parámetros que caractericen el comportamiento de cada tipo de parche e interparche presentes en el transecto. Para ello se tomarán 5 réplicas de cada tipo de

parche/interparche con el objetivo de conseguir una mayor formalidad estadística de los resultados obtenidos. En este muestreo a través del transecto se evitará una selección de los sitios más interesantes, distribuyéndose a lo largo de todo el transecto.

Los datos que se toman, son de una serie de indicadores de las características superficiales del suelo (Tabla 1).

Indicadores/variable tomada	Significado	Índice en que se emplea
1. Protección frente al golpeo de gotas de lluvia	Estima la vulnerabilidad a la erosión por golpeo de las gotas de lluvia	Estabilidad
2. Cobertura vegetal perenne	Evalúa la contribución de la biomasa de raíces a los procesos de reciclaje de nutrientes	Infiltración Reciclado de nutrientes
3. Restos vegetales depositados	Indica la disponibilidad de materia orgánica superficial para la descomposición y el reciclado de nutrientes	Infiltración Reciclado de nutrientes
4. Cobertura de criptógamas	Indicador de la estabilidad de superficie del suelo, de su resistencia a la erosión y disponibilidad de nutrientes	Reciclaje de nutrientes
5. Grado de fragmentación de la costra física	Mide la cantidad de costra superficial disponible para la erosión hídrica o eólica	Estabilidad
6. Tipo y grado de la erosión del suelo	Estima la naturaleza y severidad de los procesos erosivos actuales	Estabilidad
7. Deposición de materiales (sedimentos)	Evalúa la cantidad de depósitos aluviales	Estabilidad
8. Rugosidad de la superficie del suelo	Indicador de la rugosidad de la superficie del suelo en base a su capacidad de retener agua, sedimentos y semillas	Infiltración Reciclado de nutrientes
9. Naturaleza del suelo (resistencia a la perturbación)	Estima la probabilidad de perder suelo por una perturbación mecánica	Estabilidad
10. Test de humectación	Evalúa la estabilidad/dispersión de los agregados del suelo cuando está húmedo	Estabilidad Infiltración
11. Textura	Indicador de la capacidad de infiltración y almacenamiento de agua	Infiltración

Tabla 1. Identificación de los indicadores de la superficie del suelo y relación con los índices de estabilidad

Para cada tipo de parche /interparche identificado previamente en la caracterización de la organización del paisaje, es caracterizado mediante estas 11 medidas de la superficie del suelo. Cada una de estas 11 variables es agrupada en tres indicadores:

- Estabilidad o resistencia a la erosión:

El Índice de Estabilidad (IE) da información sobre la capacidad de resistencia del suelo ante fuerzas erosivas y de recuperación tras las perturbaciones.

- Infiltración o capacidad de almacenamiento de agua

El Índice de Infiltración (II) muestra el comportamiento del suelo frente a las precipitaciones, y que parte de estas se convierte en agua disponible para las plantas y que parte en escorrentía que se pierde fuera del sistema.

- Reciclado de nutrientes

El Índice de Reciclaje de Nutrientes (IR) informa sobre la eficiencia con la que la materia orgánica del suelo es reciclada en el suelo.

La toma de datos no es muy costosa, se hace mediante una observación visual y sin empleo de ningún método o herramienta de medición. En esta medición, los indicadores de las características superficiales del suelo, reciben una puntuación adimensional según una escala de intervalos de valor que proporciona el método como la tabla 2 que aparece a continuación:

Projected Cover	Class	Interpretation	Image Reference
1% or less	1	No rainsplash protection	1-1 , 1-2 , 1-3
1 to 15%	2	Low rainsplash protection	2-1
15 to 30%	3	Moderate rainsplash protection	3-1 , 3-2
30 to 50%	4	High rainsplash protection	4-1
More than 50%	5	Very high rainsplash protection	5-1 , 5-2 , 5-3

Tabla 2. Ejemplo de datos de referencia del método LFA para asignar valores adimensionales a los indicadores del suelo.

El cálculo final de los 3 índices anteriormente descritos y su contribución en función de su representatividad dentro del transecto nos permite obtener un resultado final porcentual del estado en que se encuentra esa ladera respecto al valor máximo de puntuación que puede alcanzar ese índice. Además permite una caracterización del comportamiento individual de cada tipo de parche e interparche en función de su estabilidad, infiltración y reciclado de nutrientes.

Los valores obtenidos del muestreo tanto los correspondientes a la caracterización de organización del paisaje como los de la evaluación de las características superficiales del suelo se introducen en una tabla de Microsoft Excel desarrollada por Tongway (disponible en <http://www.cse.csiro.au/research/ras/efa/#manual>) por cada transecto. Los resultados finales de los tres índices se expresan en porcentajes, los cuales, cuanto mayores sean, mejor es el

resultado funcional del ecosistema para cada índice. Estos resultados para el conjunto de la ladera son obtenidos por la multiplicación de los valores alcanzados para cada uno de los índices por cada tipología de parche/interparche, por la proporción que representan dentro del transecto. Los tres índices del LFA (Estabilidad, Infiltración y Reciclado de Nutrientes) representan el estado de la matriz funcional del ecosistema.

Mediante estos resultados correspondientes a cada ladera, podemos valorar el estado de las restauraciones, es decir, en que mayor o menor grado se encuentra el éxito de estas. Además, la comparación de estos resultados obtenidos con los datos correspondientes al grupo de investigación en Ecohidrología de áreas restauradas y restauración de minería a cielo abierto determinará si el método *Landscape Function Analysis* es válido para estas laderas en el ambiente en que se encuentra. Este procedimiento se realizará para cada tipo de unidad funcional (unidad ecohidrológica), mediante la comparación de los datos obtenidos por el LFA con otros de referencia.

Para poder comparar estos datos y establecer si hay una validación del método LFA, se ha realizado el siguiente procedimiento:

- Resultados a nivel de paisaje (laderas): Se han empleado variables que presentan una estrecha relación con los índices (Tabla 3).

Validación del Índice de Estabilidad	Tasa de erosión (tn ha-1 año-1)
	Densidad de regueros (m/m2)
	Tasa de erosión en regueros (tn ha-1 año-1)
Validación del Índice de Infiltración	Coeficiente de escorrentía (%)
Índice de Reciclado de Nutrientes	Contenido del suelo en nitrógeno (%)
	Contenido del suelo en materia orgánica (%)

Tabla 3. Parámetros para la validación del método LFA

- Resultados de funcionalidad a partir de los índices para el comportamiento de las distintas tipologías de unidades ecohidrológicas: Para la validación de los resultados obtenidos por los distintos índices de funcionalidad para el comportamiento de las distintas “unidades ecohidrológicas” presentes en las laderas de estudio se ha empleado una valoración con los datos obtenidos de la caracterización de unidades ecohidrológicas realizada por parte del grupo de investigación en Ecohidrología de

áreas restauradas y Restauración de minería a cielo abierto de la universidad de Alcalá (Merino et al., 2009).

3. Material y métodos

3.1 Área de estudio

Este TFG se ha realizado y llevado a cabo en la estación experimental de "El Moral" y el "Murciélagos", antiguas minas de carbón a cielo abierto que han sido restauradas. También forma parte del área de estudio un ecosistema de referencia (Figura 11) próximo a estos dos lugares nombrados anteriormente. Esta zona de estudio se encuentra en la localidad de Utrillas, a 60km de distancia de Teruel, perteneciente la comarca de las Cuencas Mineras (Figura 8).

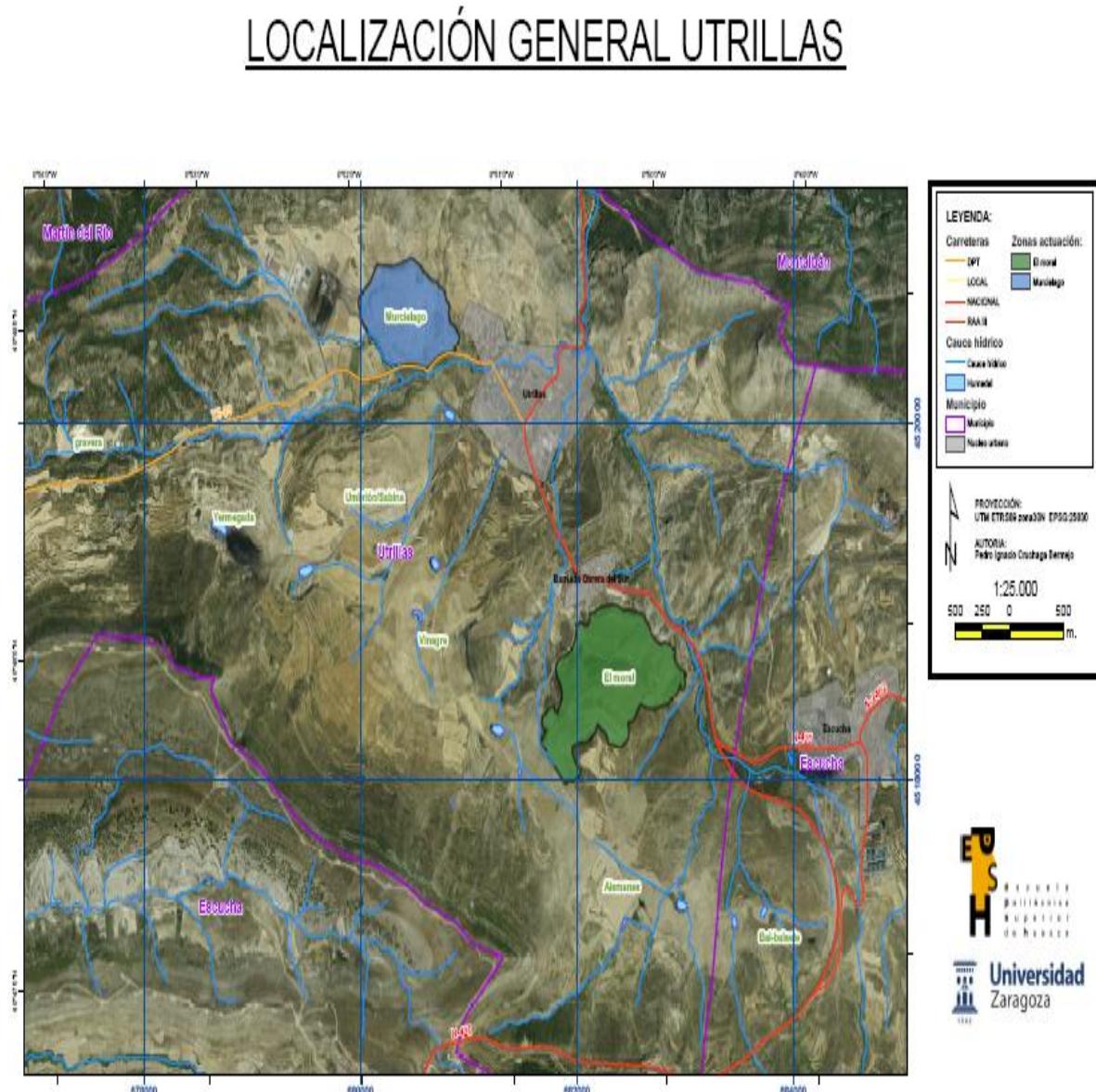


Figura 8. Mapa localización general de Utrillas. Fuente: Pedro Ignacio Cruchaga

Tras el mapa de localización de la localidad de Utrillas, a continuación aparecen las ortofotos de las minas restauradas de “El Murciélagos” (Figura 9) y “El moral” (Figura 10), donde se encuentran las laderas a estudiar:

- Ortofoto de la antigua mina de “El Murciélagos”

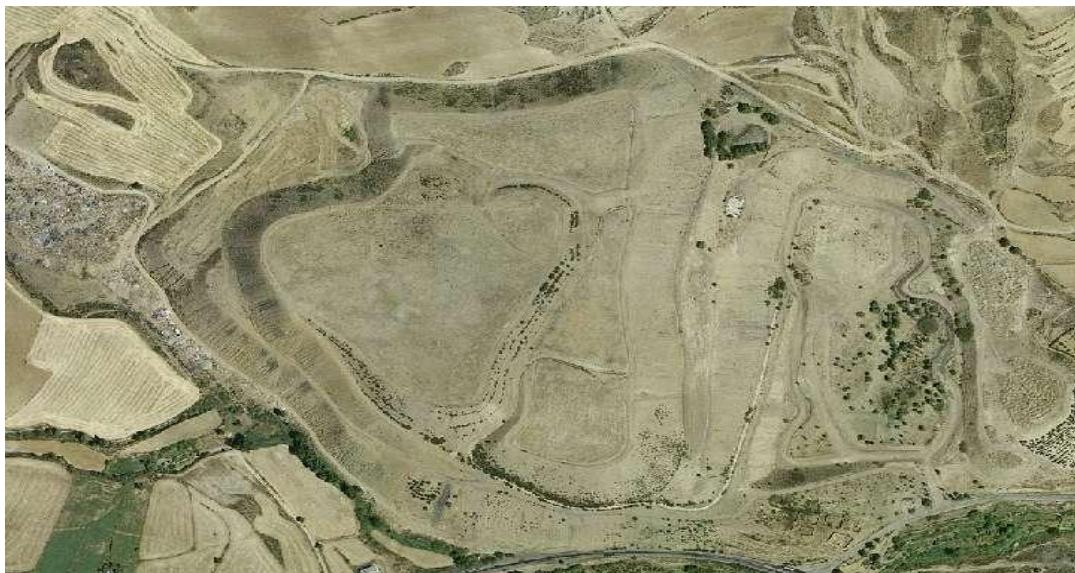


Figura 9. Ortofoto de “El Murciélagos”. Fuente: <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html>

- Ortofoto de la antigua mina de “El Moral”

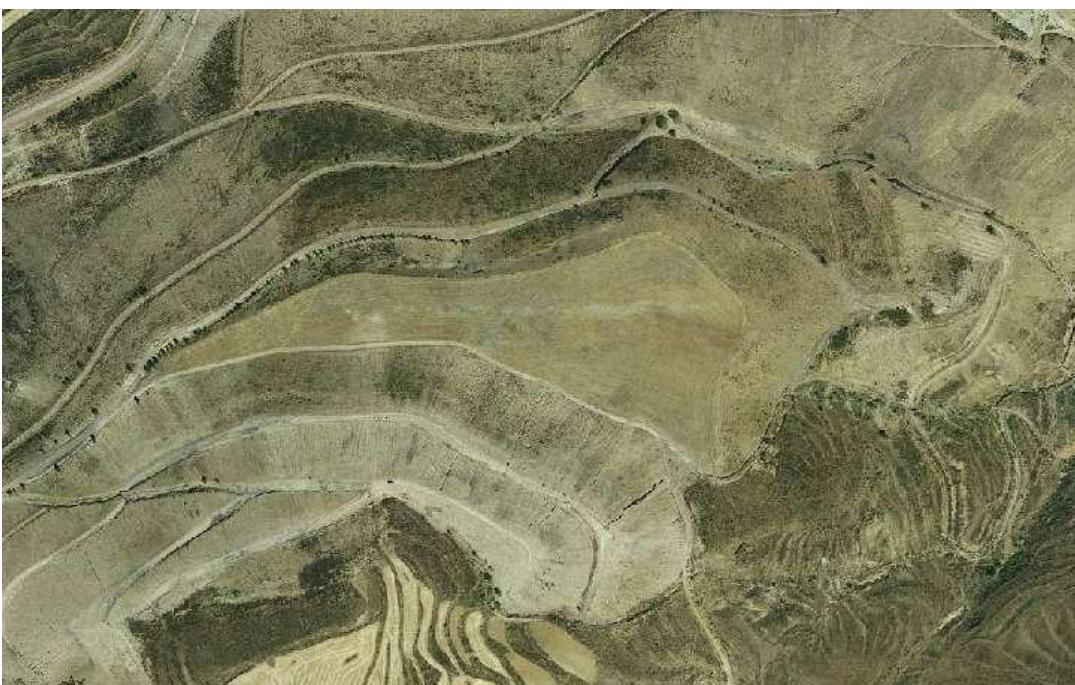


Figura 10. Ortofoto de “El Moral”. Fuente: <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html>

- Ortofoto del sistema ecológico de referencia



Figura 11. Ortofoto del ecosistema de referencia. Fuente: <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html>

Este ecosistema de referencia ha sido escogido, para poder comparar los resultados obtenidos de las laderas, y así establecer en qué estado se encuentran las restauraciones en base al estado en que se encuentra este ecosistema. Este ecosistema de referencia se encuentra en la carretera de las Parras de Martín. Se trata de un encinar alterado por diversas actuaciones antrópicas, como la extracción de leñas y carbón, e incluso en algunas zonas abancalamiento. En las últimas décadas está siendo colonizado por matorrales, predominando arbustos como *Genista scorpius* y *Juniperus communis* con presencia de numerosos pies de germinaciones de *Quercus ilex*.

El área de estudio se encuentra situada en el Sistema Ibérico, en torno a unos 1000-1.100m de altitud. El clima se caracteriza por ser mediterráneo-continental, cuyo régimen de humedad es mediterráneo-seco (Papadakis, 1966).

El periodo de precipitaciones está caracterizado por una concentración de las lluvias en primavera y otoño, con una precipitación media anual de 450mm y una evapotranspiración media anual de 750mm (déficit hídrico anual de 292mm entre los meses de Junio y Octubre). La temperatura media anual de es 11°C (6,8°C en el mes de Diciembre y 23,5°C en Julio). El periodo de heladas probables va de Octubre a Abril. El número medio de eventos pluviométricos anual es de hasta 50 y 60 días, habiendo que destacar lo común de la formación de tormentas de fuerte intensidad y violencia, en las que pueden llegar a precipitar hasta 100mm en 24 horas. Otra característica del clima de esta región es la irregularidad pluviométrica interanual, generalmente con años secos, interrumpidos por años húmedos de

carácter excepcional. (Merino et al., 2009). A continuación se presenta un diagrama ombrotérmico de la zona (Figura 12):

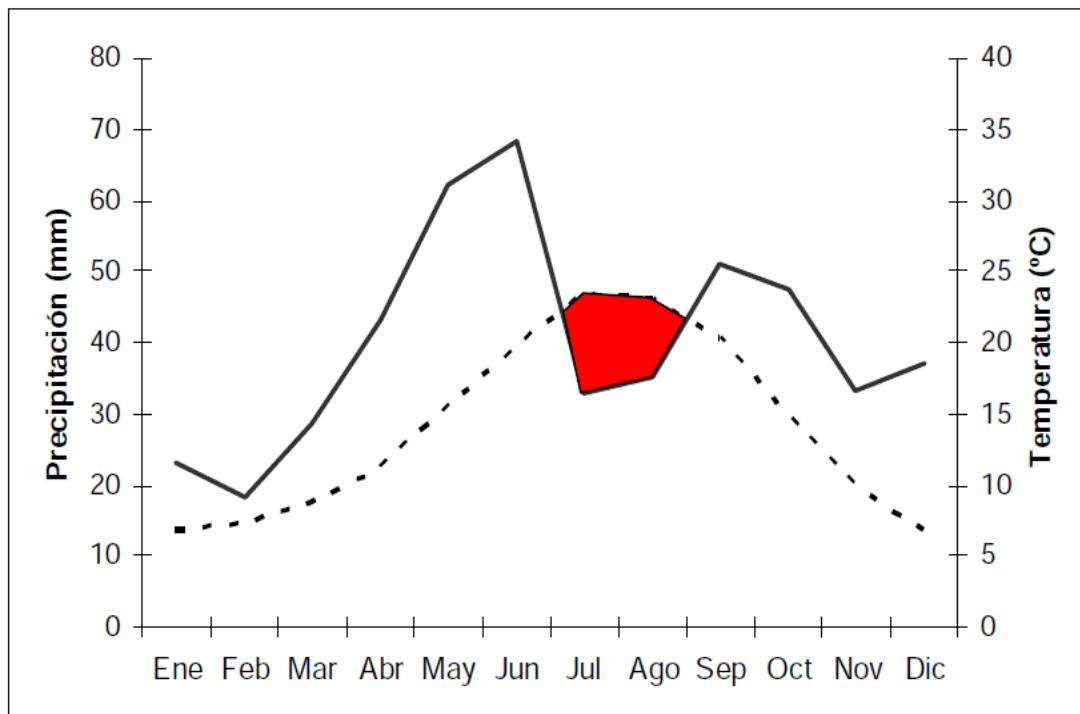


Figura 12. Diagrama ombrotérmico (Climodiagrama de Walter-Gausen) para los datos de estación de Montalbán (León, 1991).

En cuanto al paisaje vegetal de la zona se caracteriza por un mosaico de cultivos de cereal en las zonas planas, terrazas de cultivo abandonadas y vegetación discontinua en laderas, dominada sobre todo por matorrales de *Genista scorpius*, *Rosmarinus officinalis* y *Thymus vulgaris* entre otros, así como pequeños espacios reforestados con *Pinus halepensis*. La vegetación potencial varía desde la dominancia de *Quercus ilex* hacia la de *Quercus faginea* (Monserrat, 1990),

Geológicamente hablando, la zona se encuentra en el interior de la cuenca sedimentaria de Teruel. Los materiales carboníferos se encuentran compuestos por hulla subbituminosa de edad Albienne. También decir que las escombreras mineras están formadas por estériles, los cuales se componen de arcillas, arenas, arcillas arenosas, alternando con areniscas pardamarillentas, argilitas y limonitas.

Los suelos de la región varían entre *Typic* y *Lithic Xerorthent* hacia *Calcic Xerochrept* (Arranz, 2004), con un pH neutro o moderadamente básico (7.3 a 8.6), generalmente pobres en materia orgánica (0.5-2.1%), de textura franco arcillosa y pedregosidad elevada en algunas ocasiones (20-47% en peso).

Una vez explicado las condiciones climáticas, geológicas, edáficas etc. Vamos a profundizar en una serie de características ambientales que dificultan bastante el establecimiento y desarrollo de la cubierta vegetal y por lo tanto del éxito de la restauración de los ecosistemas

restaurados ejecutados como consecuencia de la minería de carbón a cielo abierto en Utrillas (Teruel):

- Los sustratos están formados por estériles procedentes de la actividad minera que poseen unas características físico-químicas adversas para el establecimiento de la vegetación.
- Deficiencia en la llegada de propágulos debido a la lejanía de las fuentes productoras.
- Diseño topográfico poco adecuado que en ocasiones aumenta la intensidad de la escorrentía notablemente y por lo tanto la erosión.
- Sustratos impermeables que dificultan enormemente la infiltración y aumentan la escorrentía.
- Pastoreo intensivo y no ordenado

Además de estas características, hay que tener en cuenta las condiciones climáticas de la zona enunciadas anteriormente como la escasez de precipitaciones con episodios lluviosos intensos añadido a grandes valores de evapotranspiración.

Cabe destacar que la erosividad climática se ve incrementada como hemos dicho antes por los sustratos poco permeables con poca materia orgánica, sumado a un diseño topográfico que favorece la entrada de escorrentía por la cabecera de la ladera (Moreno de las Heras et al., 2008).

3.1.1 Descripción de las restauraciones mineras realizadas en el área de estudio

Mina de “El Murciélagos”

La restauración que se realizó en esta mina (Figura 13) , pertenece al grupo de las de “Primera Generación”, basadas en el modelo “plataforma-talud-cuenca”, donde se dedicaban al cultivo de secano en las plataformas, aunque en este caso no ha sido así. Sobre los taludes se extendió tierra vegetal (20-50 cm) realizándose labores de revegetación con mezclas comerciales de semillas herbáceas (entre estas cabe destacar el uso de las siguientes especies: *Lolium perenne*, *Medicago sativa*, *Poa pratensis*, *F. arundinacea*...). El relieve abrupto de los taludes, pistas y cunetas limita notablemente el desarrollo de la vegetación y constituye una fuente de sedimentos que contaminan los cauces naturales (cubierta vegetal 15-25 %, riqueza de especies 10-15 y tasa de erosión 10-20 t/ha año; Moreno de las Heras et al., 2008). Este modelo no es sostenible a largo plazo.



Figura 13. Fotografía de la antigua mina de “El Murciélagos”

“Antigua mina de “El Moral”

La restauración de “El Moral” (Figura 16) representa una transición entre las de “Primera Generación” y las de “Segunda Generación” en cuencas, desarrolladas por la empresa MFUSA. Se caracteriza por un sistema de taludes de pendientes más suaves con un mejor desarrollo de la vegetación (Figura 15) con bermas y plataformas de cultivo intercaladas (Figura 14).



Figura 14. Imagen de una plataforma aprovechada por cultivos en “El Moral”



Figura 15. Imagen de una ladera de “El Moral” suavizada con buen desarrollo de vegetación

La construcción de las laderas tenía las siguientes características:

- Pendiente entre el 18-21 %
- Aislamiento de la ladera de las escorrentías procedentes de las plataformas, pistas o bermas superiores.
- Extendido de una capa de tierra vegetal de unos 50cm de espesor.
- Labrado transversal a la pendiente. Labor profunda
- Aplicación de purines .Labrado para evitar malos olores.
- Siembra de mezcla de herbáceas a finales de febrero tras el frío invernal
- Labor superficial para el enterramiento de las semillas
- Dos años después se realiza la plantación de especies leñosas



Figura 16. Foto de la antigua mina del “El Moral”

3.1.2 Comportamiento ecohidrológico de las laderas restauradas

En un estudio a escala de la provincia de Teruel se han identificado los principales factores que controlan la colonización vegetal de las escombreras mineras (Moreno de las Heras et al 2008):

- En condiciones de sustratos ácidos la colonización vegetal se ve muy limitada, dado que la flora del entorno es basófila y no se puede desarrollar adecuadamente en este tipo de condiciones tan adversas.
- Si nos centramos en la zona oriental de la provincia, donde está más influenciada por el clima mediterráneo, y donde los taludes fueron rellanados de tierra vegetal aunque no hubo revegetación, se ha producido una colonización vegetal a través de propágulos procedentes de vegetación natural.
- En la zona occidental, con carácter más continental, el conjunto de herbáceas sembradas producen un impedimento para el establecimiento de las plantas del entorno. Aunque este se puede ver modificado si hay alguna perturbación tipo sobrepastoreo o fungicidas que generan huecos y una posible colonización.

Como se ha comentado antes en el marco conceptual, unos de los principales factores limitantes es la erosión superficial provocada por la escorrentía. Este efecto de la erosión se ve incrementado por la impermeabilidad del sustrato y/o por las morfologías convexas o abruptas en la parte superior de los taludes, o por conexiones con flujos hídricos procedentes de pistas o bermas externas a las laderas.

Estos flujos hídricos son muy negativos y perjudiciales si se concentran en regueros. Estos regueros (Figura 17) realizan una evacuación de la escorrentía que produce una disminución de la humedad edáfica en las zonas interreguero (que se encuentran entre dos regueros) (Figura 18) siendo un efecto restrictivo producido por la erosión. Según varias investigaciones realizadas sobre el efecto de la erosión en regueros sobre el desarrollo del suelo y la vegetación, se ha determinado que la escorrentía exógena procedente de la parte superior de los taludes produce una fuerte inestabilidad que se debe evitar. (Moreno de las Heras et al., 2008; Espigares et al., 2009).



Figura 17. Foto de un reguero localizado en una ladera de estudio en el "Cerro del Moral"

La intensificación del déficit hídrico propiciada por la erosión en regueros condiciona notablemente la colonización vegetal de las laderas. En concreto se ha comprobado que limita y dificulta la germinación, incorporación de la materia orgánica, la supervivencia, el desarrollo de estabilidad de agregados, mineralización y reciclado de nutrientes (N y P) así como el tamaño y la actividad de las poblaciones microbianas y la producción de semillas por parte de las plantas (Espigares et al 2009).

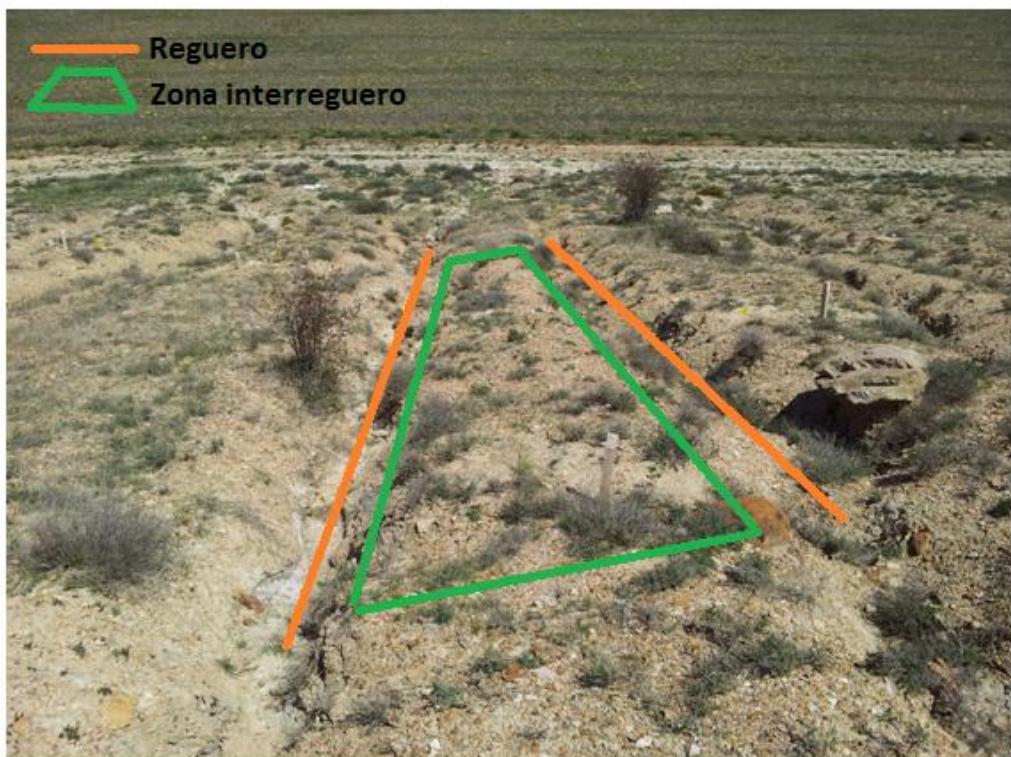


Figura 18. Foto de una zona interreguero en una ladera de la zona de estudio de “El Moral”

Según Moreno de las Heras (2009) se han identificado tres posibles direcciones de evolución de los sistemas de ladera restaurados:

- 1) Hacia la degradación, donde hay presencia y formación de regueros y una bajísima productividad vegetal con presencia de alfalfa. Este sería el caso de las laderas de “Primera generación”.
- 2) Hacia la gradación, donde el sistema está formado por comunidades mixtas de matorral y gramíneas (dominadas por *Genista scorpius*). Este sería el caso de laderas de “Segunda generación”.
- 3) Situación intermedia donde hay incertidumbre en la evolución que va a seguir el sistema. Este tipo de dirección de evolución también correspondería a laderas de “Segunda generación”.

A continuación se presenta la tabla 4 con datos indicativos de la trayectoria evolutiva del sistema de laderas restaurado:

% de cobertura vegetal	Tasa de erosión de regueros (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Trayectoria de evolución del sistema
<30	>20	Situación de degradación
>50	<5	Situación de desarrollo vegetal
30-50	5-20	Cubierta vegetal discontinua en un patrón de matas y claros

Tabla 4. Datos referentes a la trayectoria evolutiva del sistema de laderas restaurado en la zona de estudio.

Espigares et al (2012) confirmaron que existe un flujo de escorrentía desde los claros hacia las matas, favoreciendo a las manchas de vegetación que disponen de más agua desarrollando una mayor biomasa y sufriendo menos estrés. Si las condiciones que se dan en el sistema son favorables, debido sobre todo a un menor volumen de escorrentía, se generan islas de fertilidad que controlan el balance hídrico, con unas ventajas muy importantes: Se establece en los claros y contribuye al cerramiento del dosel arbustivo-herbáceo, además de optimizar su control del uso de agua en la ladera.

La escorrentía no es siempre la principal fuerza directriz de la sucesión en los ambientes continentales de Teruel. En laderas restauradas donde los recursos edáficos están estabilizados frente a la erosión, la distancia de las fuentes de propágulos o el efecto inhibidor de las herbáceas sembradas controlan la colonización vegetal. (Moreno de las Heras et al., 2008).

2.2 Protocolo de muestreo

Para abordar los objetivos del TFG, aplicando el método LFA, se recogió información de seis laderas restauradas y de una ladera natural, tomada como referencia.

La selección de las seis laderas restauradas responde a los siguientes criterios:

- Recoger un gradiente de degradación-agradación de los ecosistemas restaurados en los taludes, que represente el éxito-fracaso de las actuaciones.
- Aprovechar las laderas de "El Moral" de las que existe información ecohidrológica obtenida mediante una aproximación experimental (Merino et al. 2009).

Para la ladera de referencia se seleccionó un encinar ubicado en la misma litología que los taludes (Formación Escucha), en la misma orientación (Norte) y similar pendiente.

La identificación de cada ladera y la mina a la que pertenece se indican en la tabla 5. Igualmente se presentan las fotografías de las laderas (Figuras 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25).

Identificación	Lugar
L1	“El Moral”
L2	“El Moral”
L3	“El Moral”
L4	“El Moral”
L5	“El Murciélagos”
L6	“El Murciélagos”
L7(Ecosistema de Referencia)	Carretera las “Parras de Martín”

Tabla 5: Identificación de las laderas estudiadas

La ladera 1 (L1) se caracteriza por presentar una densa red de regueros y una escasa cobertura vegetal. La ladera 2 (L2) presenta una red de regueros discontinua y un patrón de vegetación discontinuo con manchas de gramíneas remanentes de la siembra inicial en zonas de importación de agua y claros exportadores, colonizados por *Santolina chamaecyparissus*. La ladera 3 (L3) no presenta red de regueros, con un patrón de vegetación continuo, donde domina *Genista Scorpius*. La ladera 4 (L4) presenta una red de regueros discontinua, pero con menor grado que L2, con un patrón de vegetación discontinuo con manchas de gramíneas remanentes de la siembra inicial en zonas de importación de agua y claros exportadores, colonizados por *Brachypodium ramosum*. La ladera 5 (L5) y ladera 6 (L6) presenta algún reguero discontinuo de forma ocasional, con mínimo establecimiento de la cubierta vegetal, predominado por suelo desnudo, donde las matas suelen ser de *Santolina chamaecyparissus* y *Medicago Sativa*. La ladera 7 (L7) ha sido explicada en el área de estudio.



Figura 19. Fotos de la ladera 1



Figura 20. Fotos de la ladera 2



Figura 21. Fotos de la ladera 3



Figura 22. Fotos de la ladera 4



Figura 23. Fotos de la ladera 5



Figura 24. Fotos de ladera 6



Figura 25. Fotos del ecosistema de referencia o ladera 7

En cada ladera se realizaron seis transectos en dirección preferente del flujo de recursos y agua, separados entre 6-8 metros, con una longitud de 30 metros. En estos transectos se realizaron las medidas sobre las variables que requiere el método LFA. Las coordenadas de los mismos se recogen el anexo 3.

El detalle de las variables y su forma de medición para la caracterización de la organización del paisaje se ha explicado en el apartado 2.2 de este TFG.

El método para obtener información correspondiente a los indicadores del estado de la superficie del suelo se basó en el aplicado por Maestre (2004 y 2006) en que se utiliza un quadrat 50x50 cm. El quadrat se coloca sobre el transecto en cada tipo de unidad, de manera que la cinta métrica que señala el transecto divida en dos el quadrat (Figura 26)



Figura 26. Fotos de la colocación del quadrat 50x50 en el transecto

El indicador de la textura del suelo se estimó a partir de los datos disponibles de Espigares et al (2011).

El indicador del “Test de humectación” o test del comportamiento de los agregados se estimó evaluando la estabilidad de los fragmentos naturales del suelo cuando se realiza sobre ellos una humectación rápida. Para ello se realiza una inmersión de los fragmentos del suelo secados al aire previamente con agua de lluvia (en este caso se ha utilizado un agua de mineralización muy débil) y observando la respuesta en un periodo de un minuto o menos. Después se compara con una tabla de referencia y unas imágenes que proporciona el LFA y se le aplica un valor adimensional.

Las mediciones de los demás índices se realizan en el acto, mediante identificación visual, asignando los valores a través de las tablas de referencia y las imágenes que como acabamos de decir proporciona el método.

El material requerido para el muestreo es el siguiente:

- Cintra métrica superior a 30m para realizar el transecto
- Metro pequeño para medir las anchuras y longitudes de los parches
- Quadrat 50x50
- Tablas de referencia de los indicadores (Anexo 3)
- Fichas (Anexo 3)
 - Caracterización de la organización del paisaje
 - Indicadores del suelo

Los muestreos se realizaron durante el periodo de Octubre 2012- Abril 2013. Cabe destacar que hubo importantes nevadas durante los meses de Enero y principios de Febrero, pudiendo modificar alguna característica del suelo pero no de forma relevante.

A continuación se presenta un calendario (Tabla 6) de los días en los que se realizaron los viajes a Utrillas, para proceder a realizar los muestreos:

Mes	Fecha	Trabajo realizado
Junio 2012	Día 20	Familiarización de la zona de estudio con el tutor
Octubre 2012	Día 2	Puesta a punto del método y realización de pruebas durante parte del día con el tutor y realización de dos transectos (1 de L1 ,1 de L2 y otro de L3)
Noviembre 2012	Día 10	Realización de 5 transectos de L1
Noviembre 2012	Días 23 y 24	Realización de 4 transectos de L3 y 5 de L2
Diciembre 2012	Día 8	Realización de 3 transectos L4
Febrero 2013	Día 22	Realización de 3 transectos de L4 y uno de L3
Marzo 2013	Día 9	Realización de 5 transectos de la L5
Marzo 2013	Días 21	Realización de 1 transecto de L5 y 6 transectos de L6
Abril 2013	Día 9	Realización de 3 transectos de LE
Abril 2013	Día 23	Realización de 3 transectos de LE y toma de muestras del suelo de todas las laderas para realizar el “Test de humectación”

Tabla 6. Fechas de los muestreos

2.3 Análisis de datos

Cada hoja excel, proporcionada por la metodología LFA, representa a un transecto. Para cada ladera (constituida por 6 transectos), se ha realizado la media de los diferentes datos obtenidos en las hojas excel para obtener el resultado final de cada ladera (tanto a escala de ladera como de parche).

Además, se ha realizado un análisis estadístico mediante el programa SPSS, para poder realizar un análisis de datos a escala de ladera y a escala de parche:

- Análisis a escala de ladera:

Para identificar las diferencias entre las siete laderas mediante los tres índices del LFA (Índice de Estabilidad, Índice de Infiltración e Índice de Reciclado de Nutrientes) se ha aplicado el test no parámetrico Kruskal-Wallis, con un posterior análisis “Post Hoc” de tipo Bonferroni para establecer las diferencias estadísticas significativas entre los resultados de las laderas. Este mismo método se ha utilizado para identificar diferencias entre las siete laderas en cuanto a sus atributos paisajísticos (estructura de parches). En ambos se casos se ha trabajado con los valores medios de las variables a escala de ladera.

La comparación entre las estimaciones de los tres índices del LFA con los valores cuantitativos de las variables empíricas medidas por el grupo de investigación de la Universidad de Zaragoza y la universidad de Alcalá de Henares (tasas de erosión, infiltración, contenidos en materia orgánica, nitrógeno, etc.) se ha realizado mediante correlaciones de *Spearman*. Esta aproximación sería una forma de validación del método LFA para las condiciones locales.

- Análisis a escala de parche

Para identificar el comportamiento funcional de cada uno de los tipos de parches /interparches muestreados y establecer los grupos funcionales, se ha realizado un análisis de Kruskal Wallis con los valores medios de los índices de Estabilidad, Infiltración y Reciclado de Nutrientes, así como otro análisis Kruskal-Wallis de las contribuciones que representan cada tipo de parche/interparche a escala de cada ladera y en el conjunto de estas. Para ambos resultados también se aplicó un análisis “Post Hoc” de tipo Bonferroni. Finalmente se ha establecido una comparación cualitativa de los tipos de parches obtenidos a partir de las variables del LFA con los obtenidos por Merino et al (2009) mediante una aproximación experimental.

- Análisis de la organización del paisaje:

Para identificar las diferencias en la organización del paisaje o distribución espacial de los elementos vegetales entre las laderas estudiadas, se ha realizado también un

análisis Kruskal-Wallis utilizando los valores medios de la cada ladera, además de realizar como en los dos apartados anteriores una prueba “Post Hoc” de tipo Bonferroni para determinar las diferencias estadísticas significativas.

4. Resultados

4.1 Resultados a nivel de paisaje o ladera

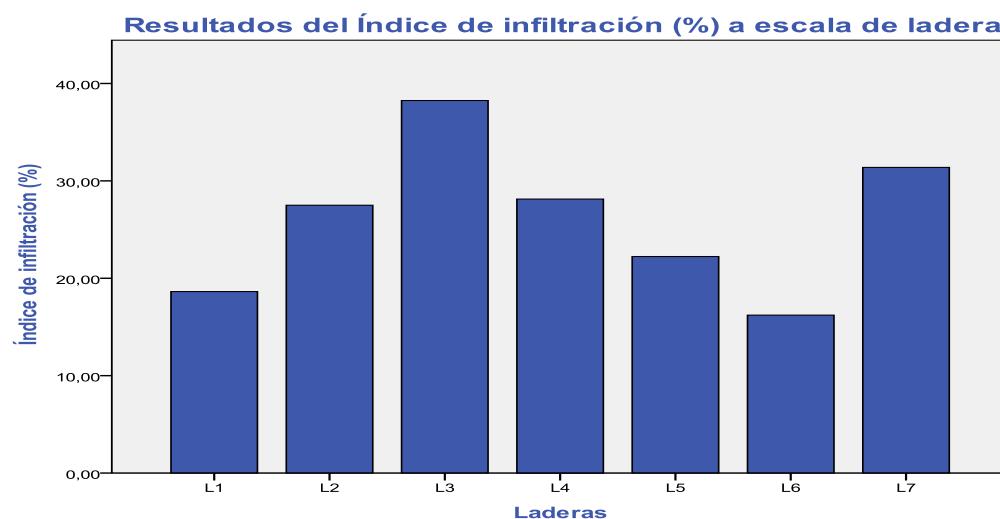
4.1.1 Caracterización de las laderas

Los resultados a esta escala espacial, tienen como finalidad, determinar si el método LFA detecta las diferencias en cuanto el estado funcional del sistema biofísico que presenta cada ladera estudiada. En el apartado del área de estudio, según Moreno de las Heras (2009), las laderas estudiadas se dividían en tres grupos de evolución (hacia la degradación, gradación y sistema intermedio). En la figura 27 se presenta los datos obtenidos de los todos los índices (Infiltración, Estabilidad y Reciclado de Nutrientes) de las laderas estudiadas.

(A)



(B)



(C)

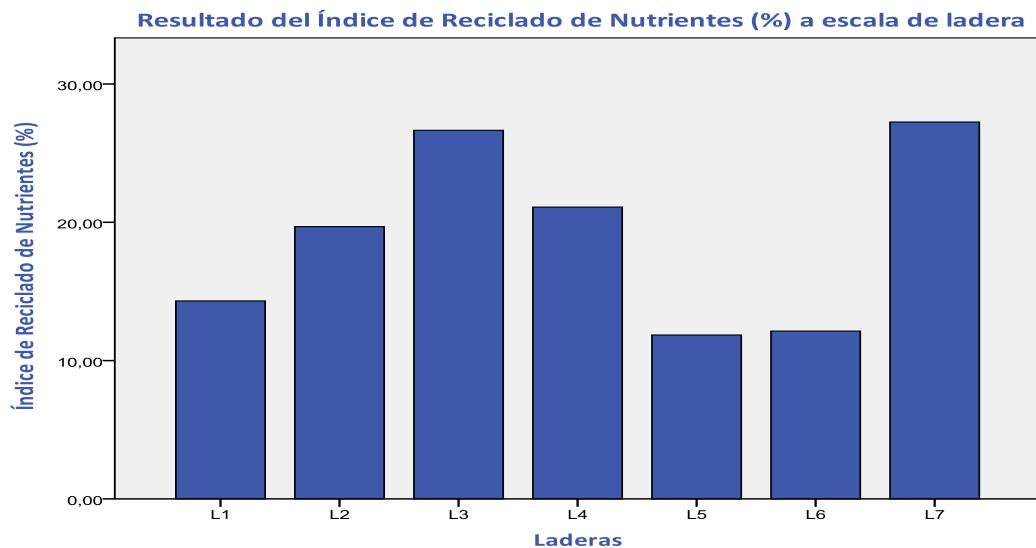
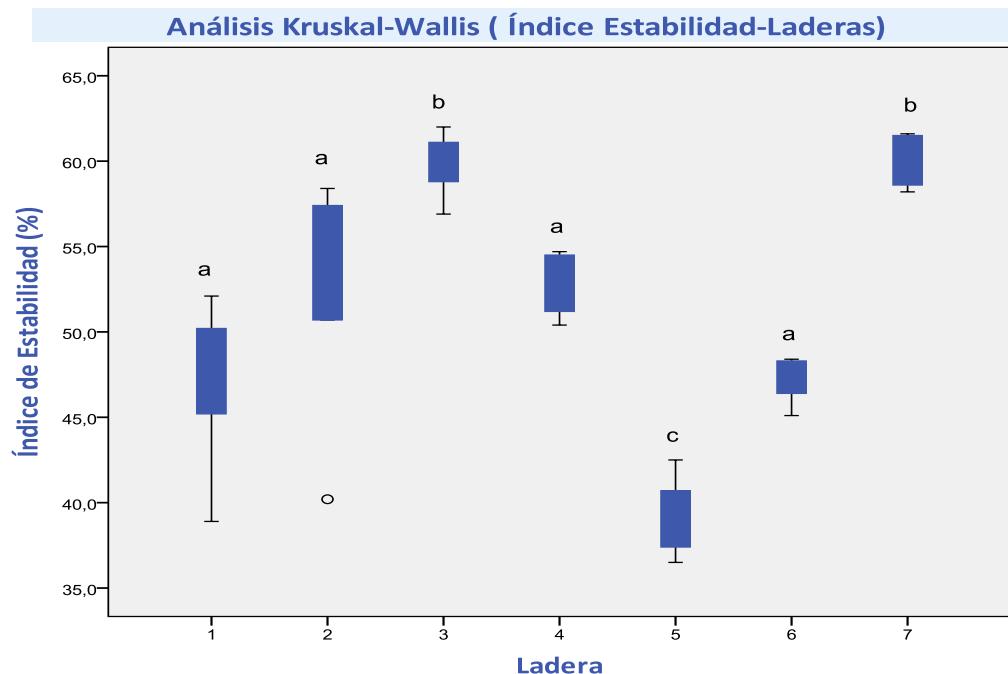


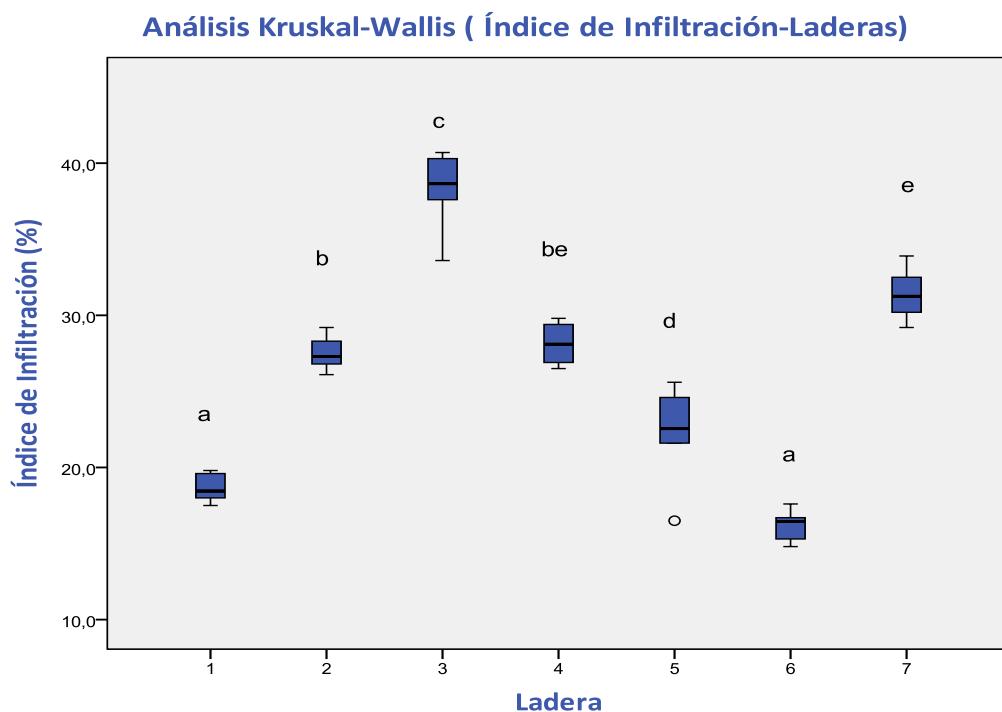
Figura 27: Caracterización del comportamiento funcional de las laderas respecto al Índice de Estabilidad (A), Índice de Infiltración (B), Índice de Reciclaje de Nutrientes (C).

Para observar sus diferencias estadísticas significativas, y así poder diferenciar el estado funcional en el que se encuentran las laderas, se realizó un análisis Kruskal-Wallis entre las laderas y los índices, con un posterior “Post Hoc” de tipo Bonferroni. Los resultados se presentan a continuación en la figura 28.

(A)



(B)



(C)

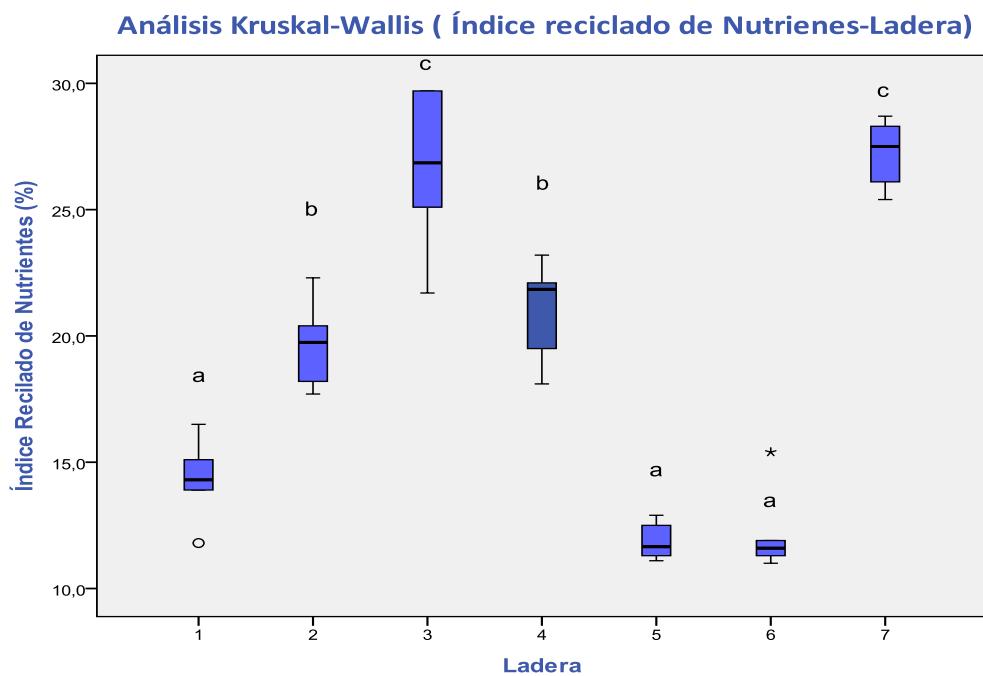


Figura 28. Test Kruskal-Wallis. IE (A), II (B) e IR (C)

Según los resultados de la figura 27 y 28, se deduce en cuanto al Índice de Estabilidad (%), la existencia de 3 grupos bien diferenciados que serían los siguientes:

- Un primer grupo formado por la ladera L1, L2, L4 y L6 que no presentan diferencias significativas entre ellas. Aunque cabe destacar que L2 y L4 poseen valores muy similares y siendo superiores a L1 y L6.
- Un segundo grupo formado por L3 y L7. Poseen los mejores valores de este índice, siendo las más estables y sin diferencias significativas entre ellas, siendo L3 un poco más estable que L7 (ecosistema de referencia).
- Un tercer grupo formado únicamente por L5, que se diferencia significativamente de los grupos enunciados anteriormente, presentando el valor más bajo del índice de Estabilidad.

En cuanto al Índice de Infiltración (%), al contrario que el Índice de Estabilidad no hay presencia de tres grandes grupos diferenciados. Por una parte, L3 se diferencia de todas significativamente, siendo esta la que mayor valores de este índice presenta. Seguida de L7, que con la única ladera que no tiene diferencias significativas es con L4. Además L4 no tiene diferencias significativas con L2. Finalmente L5 se diferencia de todas significativamente presentando los valores más bajos, mientras que L1 y L6 presentan el mismo comportamiento. Podríamos establecer que L3 posee la mayor capacidad de infiltración, seguido por L7, L2 y L4, que presentan un comportamiento frente al control de la escorrentía parecido. Le seguiría L5 y finalmente el último grupo con el peor comportamiento en cuanto este índice que son L1 y L6.

Con el Índice de Reciclado de Nutrientes (%) se vuelven a formar 3 grupos bien diferenciados:

- L3 y L7 formarían un primer grupo caracterizado por tener los valores más altos, y por lo tanto mejores.
- Un segundo grupo formado por L2 y L4, con valores intermedios entre el último grupo que es el más deficiente.
- El tercer grupo está compuesto por L1, L5 y L6, que presentan los valores más bajos.

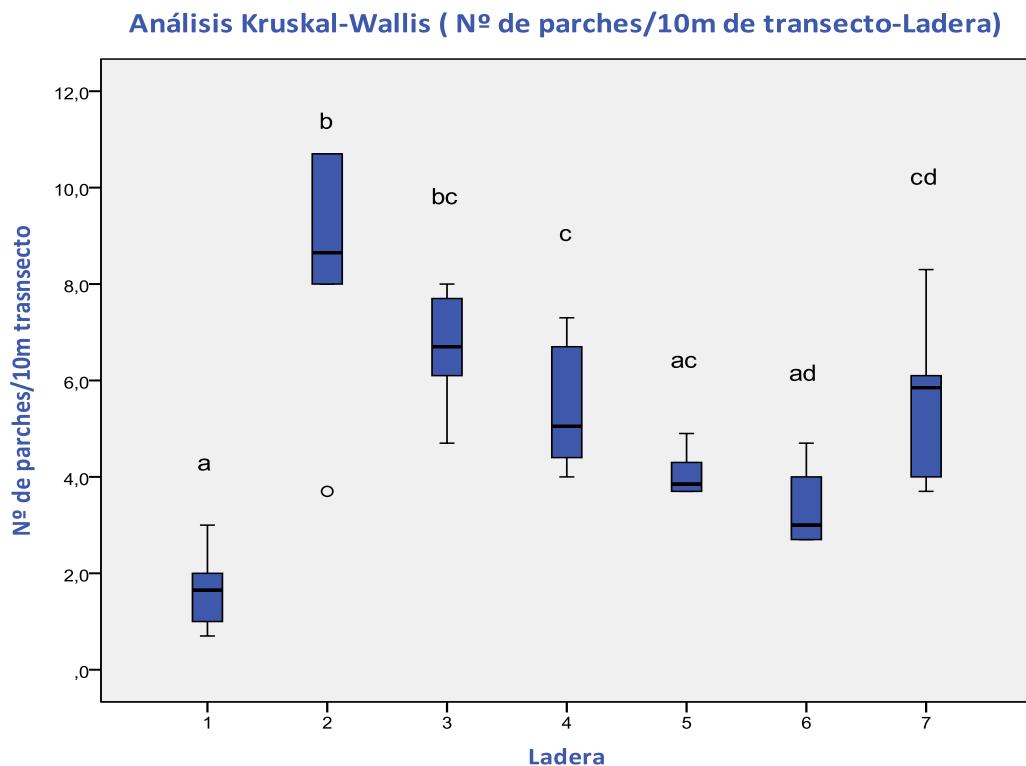
Haciendo un balance global de los 3 índices, L3 y L7 son las laderas cuyo estado funcional de su ecosistema se encuentra mejor, siendo ambas muy parecidas, incluso teniendo L3, un mejor estado que el propio ecosistema de referencia (L7) lo cual es muy significativo. Ya que L3 es una ladera que alcanzado el grado de comportamiento de un ecosistema de referencia local, y como hemos dicho incluso está en mejor estado.

Los peores estados funcionales son los de las laderas L1, L5 y L6, que aunque L1 pertenezca al grupo de las restauraciones de segunda generación se comportan de forma muy similar a las de primera (L5 y L6) por lo que el resultado de la restauración de esta ladera L1 se aleja notablemente de las otras laderas de 2º generación. Y finalmente L2 y L4, están en esa situación intermedia, en que su estado funcional no es muy deficiente pero no alcanza los niveles de L3 y L7.

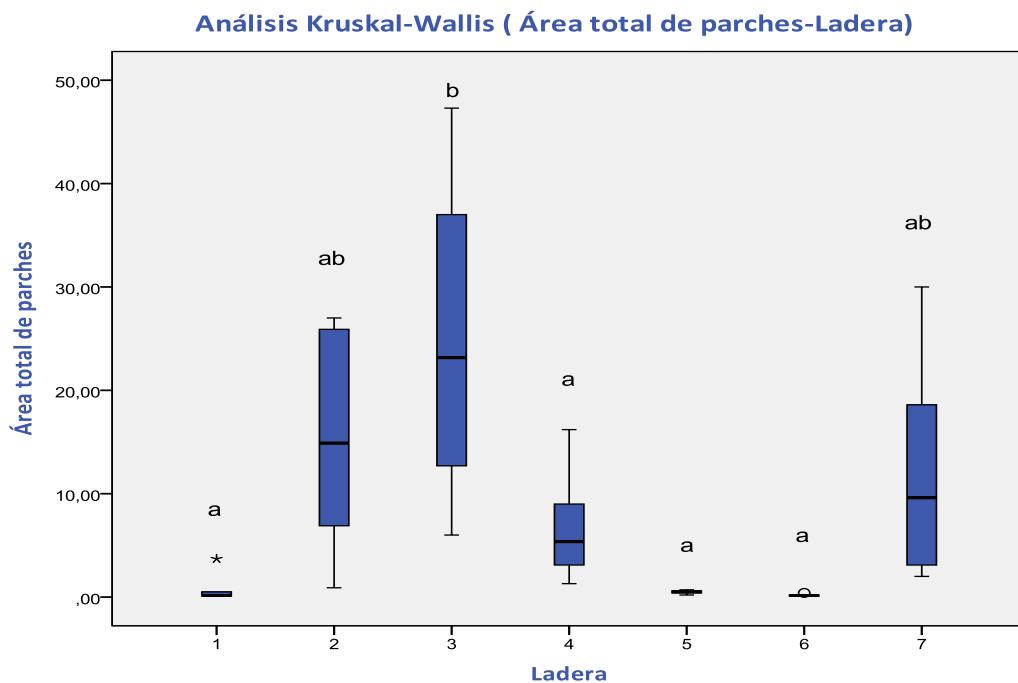
4.1.2 Caracterización del paisaje

Una vez presentados los resultados del los índices a escala de ladera, se presentan a continuación los resultados procedentes de la caracterización de la organización del paisaje (Nº de parche/10 m; Área total de parches por transecto; Índice de organización del paisaje*; y Distancia media entre parches) con el fin determinar la función y estado de la salud de la vegetación, ya que la disposición espacial de esta, refleja el control que tiene sobre la escorrentía y los recursos. Además de ayudar a identificar en qué estado sucesional se encuentran las respectivas laderas. Para determinar las diferencias significativas estadísticas entre las laderas se ha realizado un test estadístico Kruskal-Wallis y un “Post hoc” de Bonferroni que aparece en la figura 29.

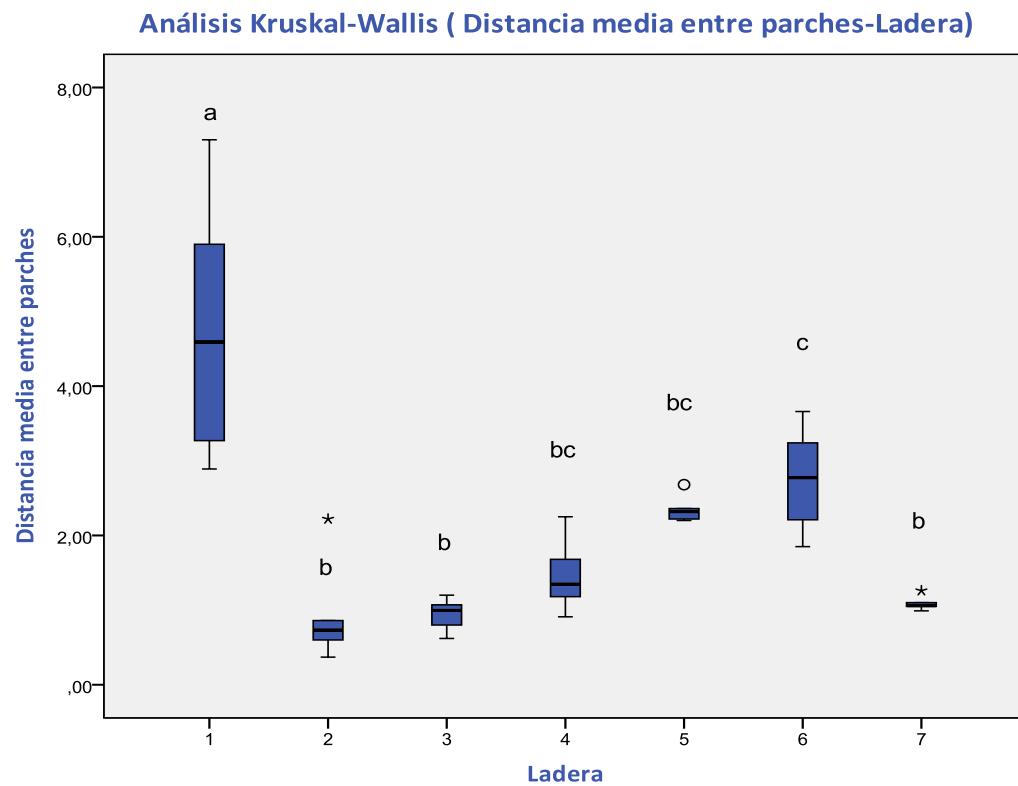
(A)



(B)



(C)



(D)

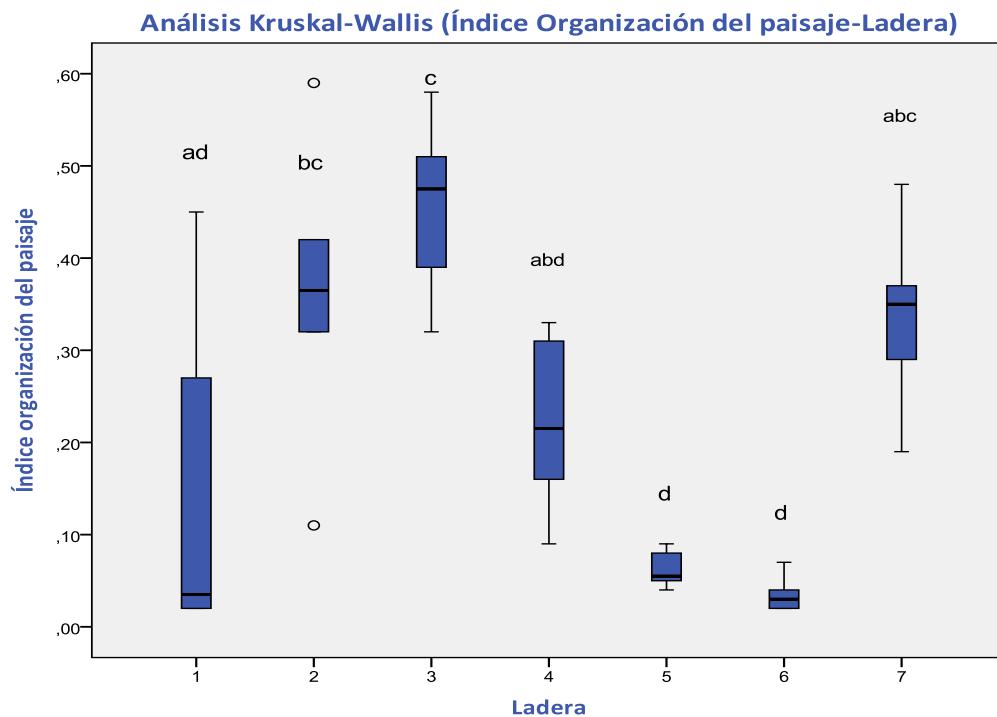


Figura 29. Análisis de Kruskal-Wallis para las distintas laderas en base a los datos de organización del paisaje. Nº total de parches/10 m (A); Área total de parches (B); Distancia media entre parches (C); Índice de organización del paisaje (D)

En cuanto a los resultados expuestos de las variables de la figura 29:

- **"Nº de parches /10m de transecto"**: L1 se diferencia significativamente de todas la laderas menos L5 y L6, mientras que L2 (con el valor más alto) únicamente no tiene diferencias significativas con L3. Por otra parte L3 y L4 presentan diferencias significativas solo con L6. Cuanto mayor número de parches, mayor control de la escorrentía y erosión. Lo que no implica que los índices que muestran el estado funcional de las laderas sean mayores cuanto mayores sean el nº de parches. Hay que tener en cuenta el área de los parches, como ocurre en L3 y L7 (presentan las mayores áreas) que poseen los mayores valores de IE, II y IRN aunque en las variables de nº de parches/10m de transecto y distancia media entre parches no tengan los valores más óptimos.
- **"Área total de parches"**: La ladera 3 posee el valor más alto y se diferencia significativamente de todas menos de la ladera L2 y L7. La L2 y L7 respectivamente no se diferencian significativamente de las demás. Cuanta más área de parches haya mayor control habrá sobre la escorrentía y la erosión.
- **"Distancia media entre parches"**: La ladera 1 se diferencia significativamente de todas las demás. Mientras hay otro grupo formado por la ladera L2, L3, L4, L5 y L7 que no

poseen diferencias significativas, aunque L2, L3 y L7 poseen valores muy similares e inferiores a L5. Y finalmente L6 no tiene diferencias con L4, L5 y L7. Cuanta más distancia entre los parches menos control sobre la escorrentía y la erosión hay. Siendo L1, L5 y L6 las que menos distancias poseen, lo que implica bajos resultados en los índices (IE, II, IRN) como hemos observado antes. Mientras que el resto de laderas ocurre lo contrario.

- “Índice de organización del paisaje”: Lo que nos indica esta variable es la cantidad de espacio que ocupa los parches respecto a la distancia del transecto. Es decir, una relación entre la longitud total de todos los parches respecto a longitud del transecto. L2, L3 y L7 no tienen diferencias significativas entre ellas, lo que indica un comportamiento parecido. Las laderas 5 y 6, se diferencian de todas las demás, siendo estas homogéneas. L2 se diferencia aparte de L5 y L6, de L1. Y L2, L4 y L7 no tienen diferencias significativas entre ellas. Más distancia que ocupan los parches mejor para el estado funcional de la ladera, ya que retendrá mayor recurso hídrico y se frenará la erosión.

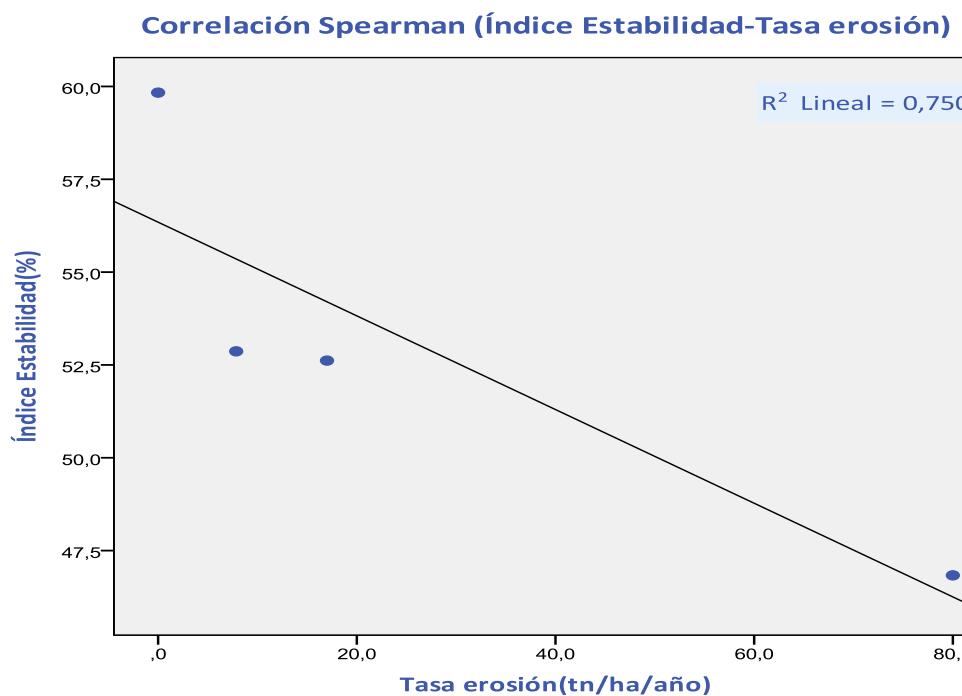
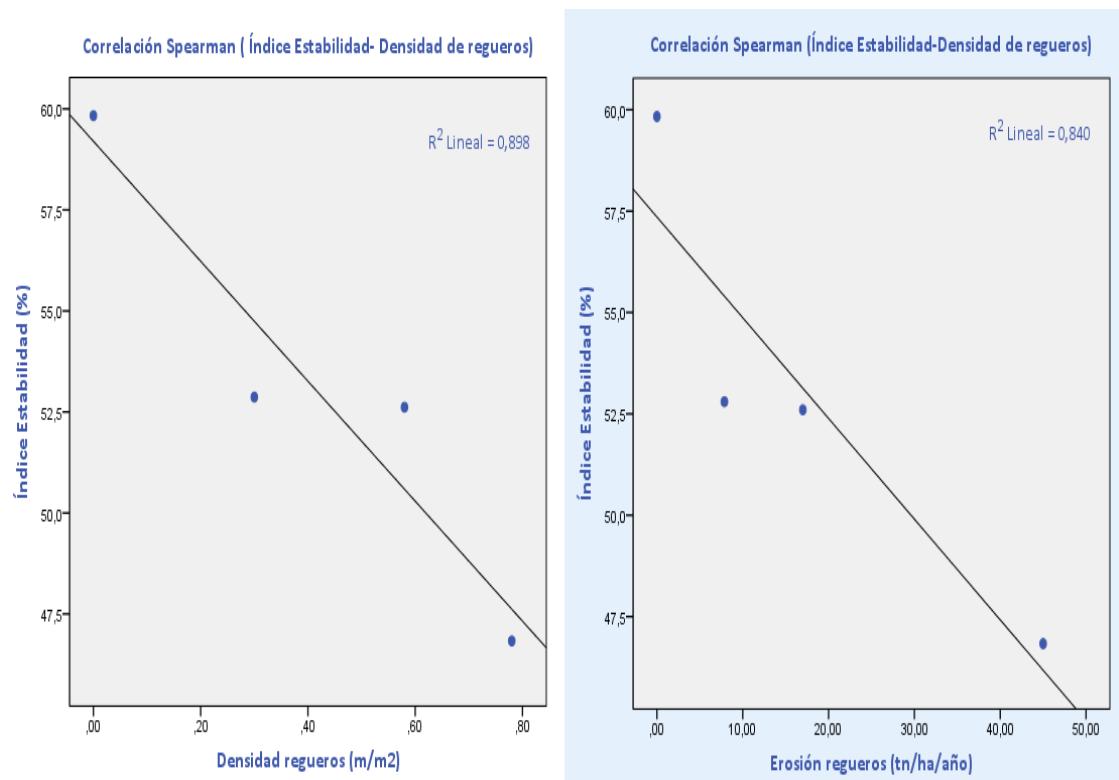
Comentados los resultados de las variables de la caracterización de la organización del paisaje, podemos establecer que L3 y L7, y seguida de L2 en algunas ocasiones, poseen los valores más óptimos, que nos indican que controlan mejor la escorrentía y erosión. L1, L5 y L6 poseen los peores, lo que se traduce en peores estados funcionales que se observan claramente en los resultados de los índices de Estabilidad, Infiltración y Reciclado de Nutrientes.

4.1.3 Validación del método LFA para la cuenca de Utrillas

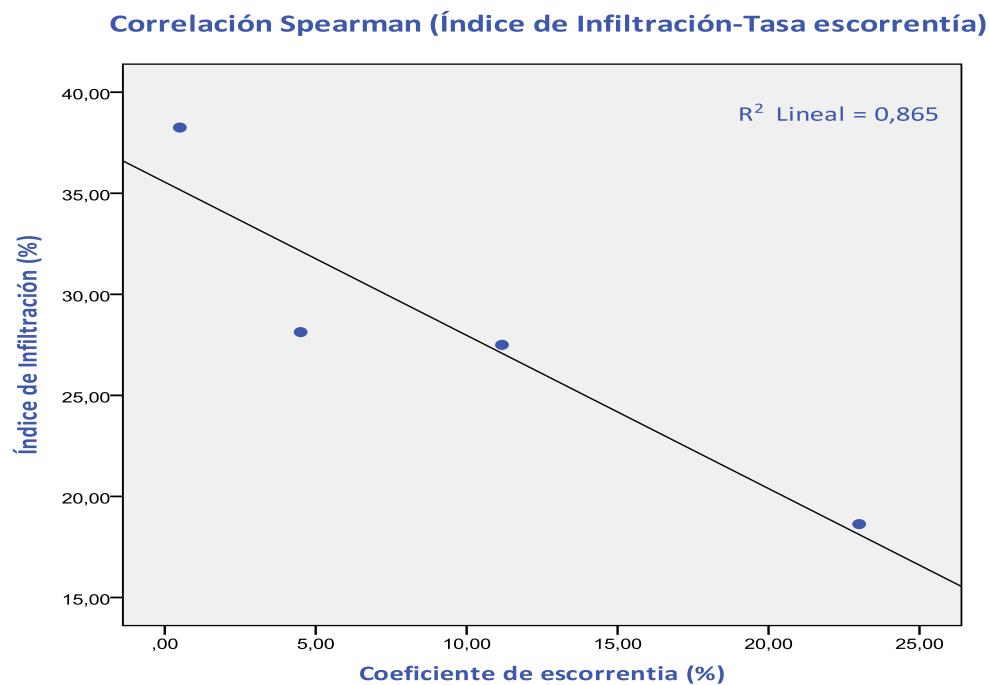
En cuanto la validación del LFA para las condiciones locales de la zona de estudio se ha realizado mediante un análisis de correlación de *Spearman* con parámetros medidos empíricamente por el grupo de investigación de los departamentos de ecología de la Universidad de Alcalá de Henares y Zaragoza. Para la correlación, de tanto el Índice de Infiltración como el de Estabilidad para las laderas L5, L6 y L7 (Ecosistema de referencia), no hay datos empíricos disponibles ya que no se han realizado aún la medida de las siguientes variables: Coeficiente Escorrentía (%), Tasa de erosión regueros (Tn/ha/año), Densidad de regueros (m/m²) y Tasa de erosión (Tn/ha/año). Tampoco hay datos de nitrógeno total y materia orgánica de L7 (Ecosistema de referencia). Una vez dicho esto, cabe resaltar que no supone ningún inconveniente a la hora de realizar la correlación, ya que L3 es muy similar a L7 y L5 y L6 muy parecidas a la L1, habiendo dos valores extremos: uno máximo correspondiente a L7 y otro mínimo correspondiente a L1, de tal forma, que la correlación no queda desvirtuada.

A continuación en la figura 30 se presentan los resultados de la correlación de Spearman:

(A)



(B)



(C)

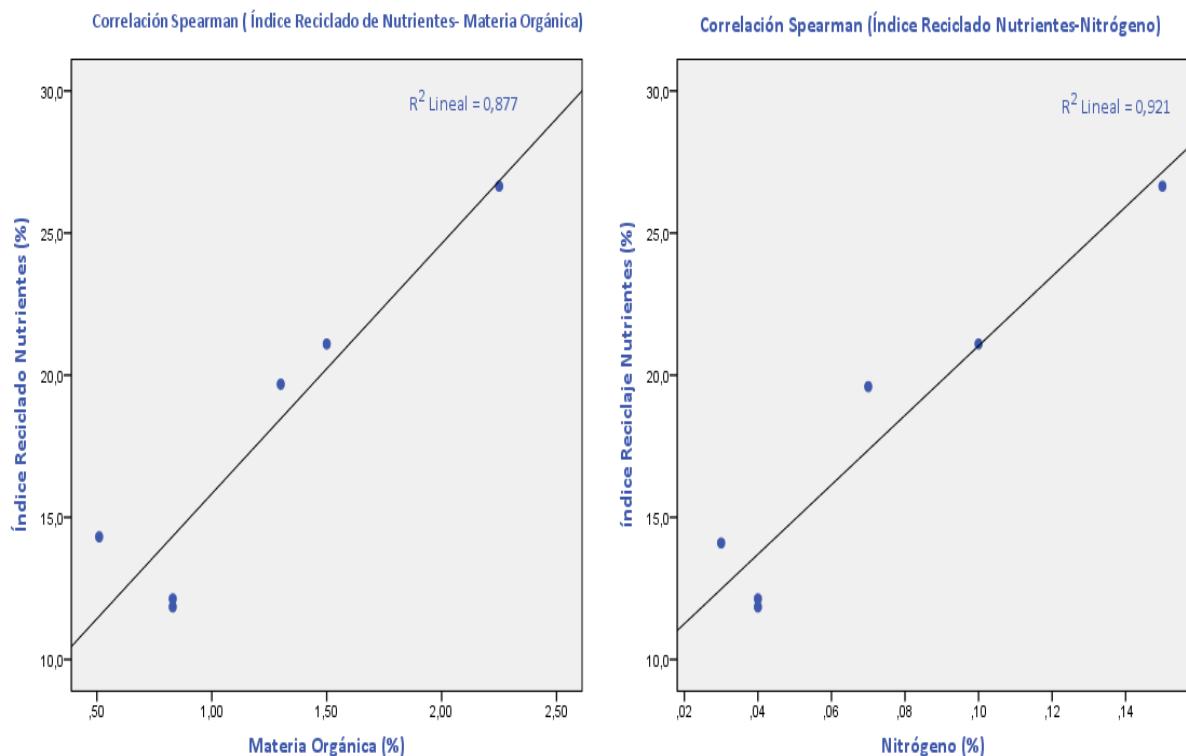


Figura 30. Relación entre el Índice de Estabilidad y la tasa de erosión, la densidad de regueros y la tasa de erosión en regueros (A). Relación entre el Índice de Infiltración y el coeficiente de escorrentía (B). Relación entre el Índice de Reciclado de Nutrientes y al contenido en materia orgánica y el contenido en Nitrógeno (C).

Para la relación del Índice de estabilidad con la tasa de erosión ($R^2=0.75$, $p= 0.01$) y tasa de erosión de regueros ($R^2=0.84$, $p= 0.01$) la correlación es positiva alta, mientras que para la relación del Índice de Estabilidad con la densidad de regueros ($R^2=0.898$, $p=0.01$) es muy alta. Por lo que podemos establecer que el método se ajusta a las condiciones locales del área de estudio debido a la alta relación observada entre el Índice de Estabilidad y los datos de validación con los que ha sido correlacionado. Para la relación entre el Índice de Infiltración y el Coeficiente de escorrentía ($R^2=0.856$, $p=0.05$) la correlación es positiva alta, ajustándose a los datos de validación. Finalmente la validación del Índice de Reciclado Nutrientes correlacionándolo con el contenido de materia orgánica ($R^2= 0.877$, $p=0.05$) y contenido de nitrógeno total ($R^2=0.921$, $p=0.05$) se observa una correlación positiva alta y muy alta respectivamente.

4.2 Resultados a nivel de parche

Lo primero se presenta el resultado de la identificación de la tipología de cada parche/interparche realizado en el muestro (Tabla 7)

Presencia en ladera	Tipo de cubierta de suelo	Clave
L1, L2, L3, L4, L5,L6 y LE	Calvero o Suelo desnudo	BARE
L1, L2, L3, L4, L5,L6 y LE	Roca	ROC
L1, L2, L3, L4 y LE	Tapiz Herbáceo	TAPH
L2, L4 y LE	<i>Lolium perenne</i>	LOL
L2, L4,L6 y LE	<i>Dactylis glomerata</i>	DAC
L4 y LE	<i>Brachypodium ramosum</i>	BRACH
L3, L4,L5 y LE	<i>Genista scorpius</i>	GEN
L1,L2,L3,L4,L5,L6 y LE	<i>Santonina chamaecyparissus</i>	SAN
L1,L3,L4 y LE	<i>Thymus vulgaris</i>	THY
L5 y L6	<i>Medicago sativa</i>	MED
LE	<i>Quercus ilex</i>	QUER
LE	<i>Poa bulbosa</i>	POA
LE	<i>Rosal sp</i>	ROS
L1	<i>Pinus halepensis</i>	PIN
LE	Asociación <i>Genista scorpius</i> y <i>Quercus ilex</i>	GEN-QUER

Tabla 7. Identificación de los tipos de parches/interparches

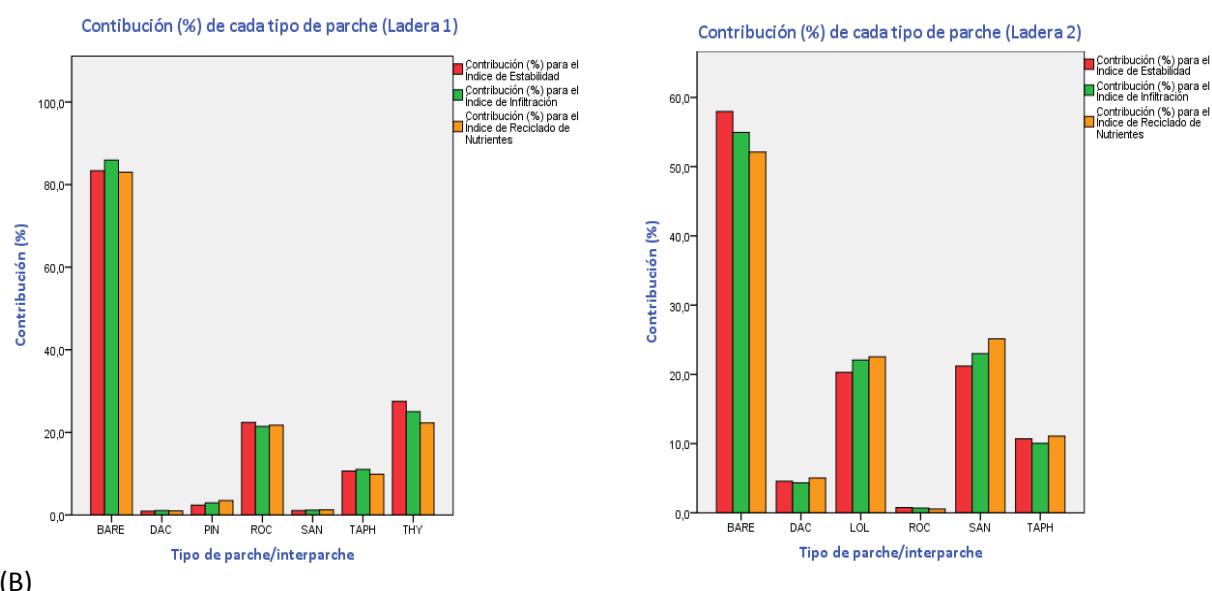
Cabe destacar que hay varios tipos de parches que no han sido utilizados en el análisis estadístico debido a su poca presencia ($n<3$) como son: *Spartium junceum*, *Juniperus communis*, *Erinacea anthyllis*, *Carduus acanthoides* y una asociación producida entre *Genista scorpius* y *Juniperus communis*.

4.2.1 Contribución de cada tipo parche/interparche a los índices

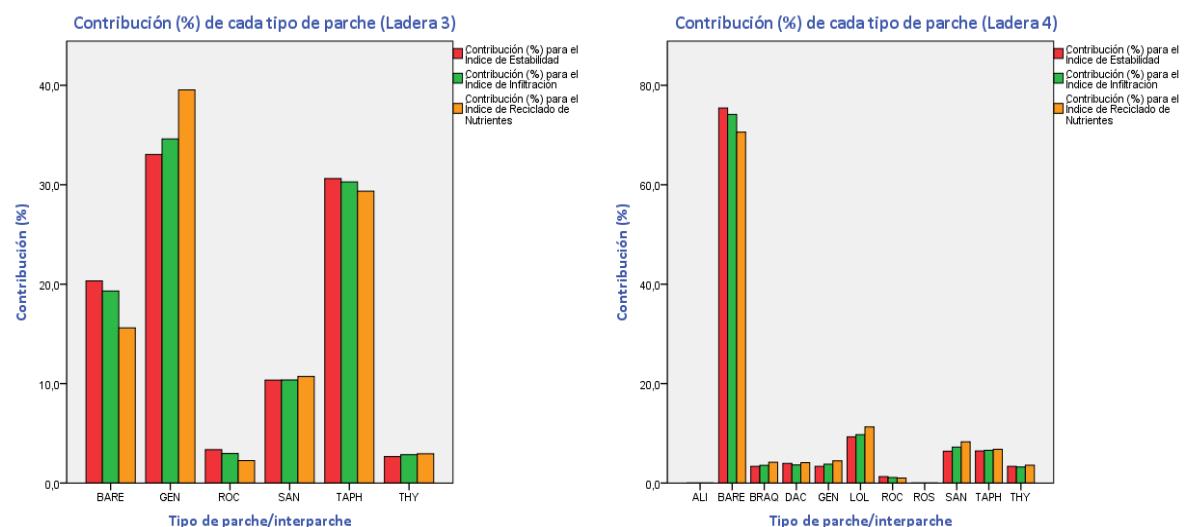
Para observar el comportamiento individual que tiene cada tipo parche/interparche, se presentan, por una parte el resultado de cada uno de los índices (IE, II e IRN) que proporciona cada tipo de parche/interparche y la contribución en (%) de cada tipo de parche, es decir, la cantidad con la que contribuye cada parche al resultado de los índices, que dependerá de la presencia o la distancia y el espacio que ocupan cada parche con respecto a la distancia total del transecto.

En la figura 31, se presentan los resultados de la contribución (%) de cada tipo de parche/interparche a los índices.

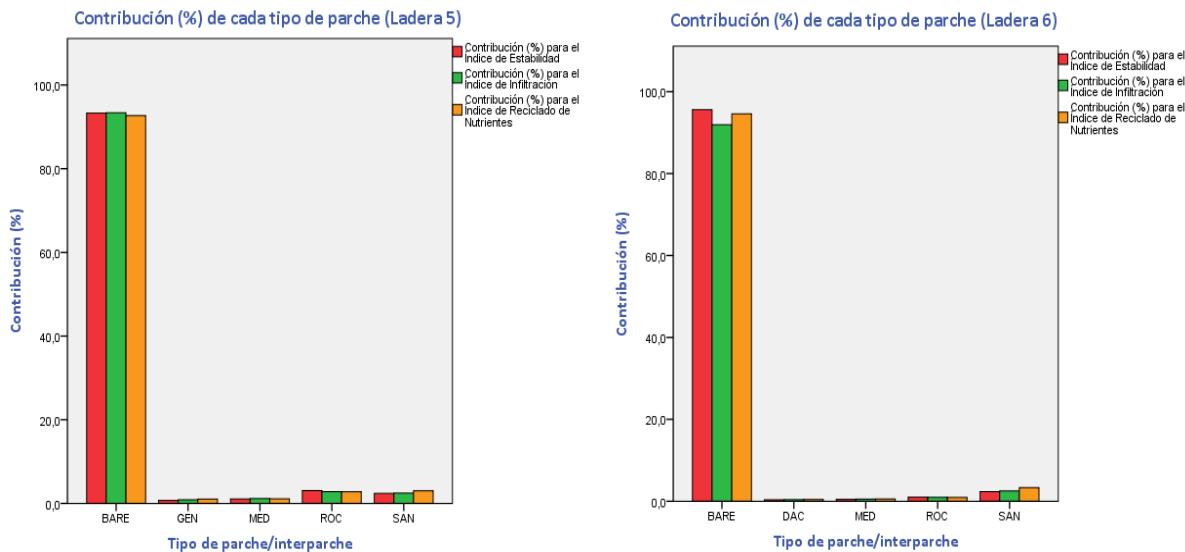
(A)



(B)



(C)



(D)

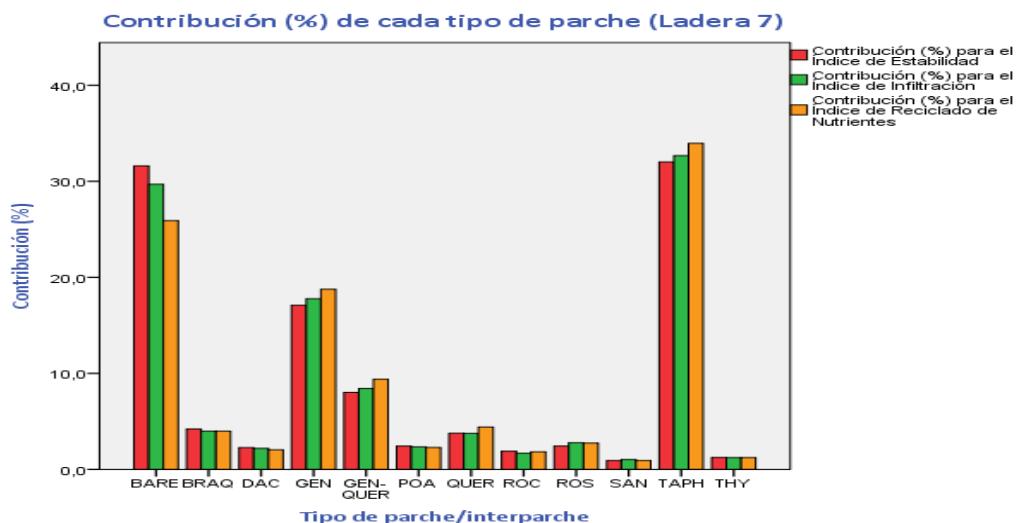


Figura 31. Contribución (%) de cada tipo de parche/interparche a los Índices de Estabilidad, Infiltración y Reciclado de Nutrientes. (A)Ladera 1 y 2, (B) Ladera 3 y 4, (C) Ladera 5 y 6 y (D) Ladera 7.

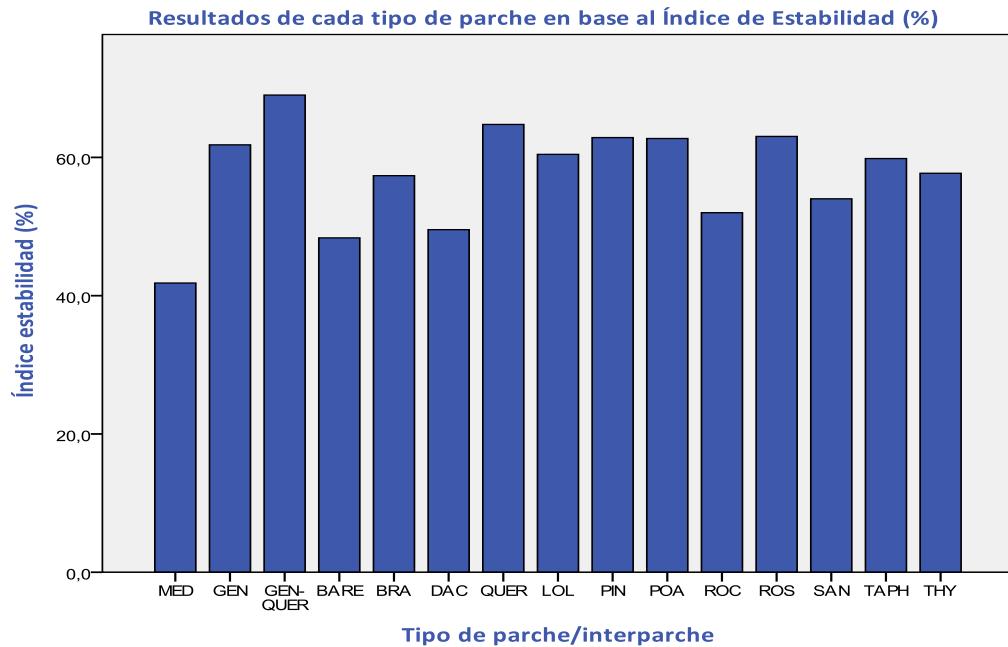
Este tipo de resultado en el que se nos muestra la contribución de cada tipo de parche/interparche, es un indicativo, de la cantidad de espacio que ocupa cada parche con respecto al conjunto de transectos que se realizan para cada ladera.

4.2.2 Caracterización funcional de cada tipo de parche/interparche

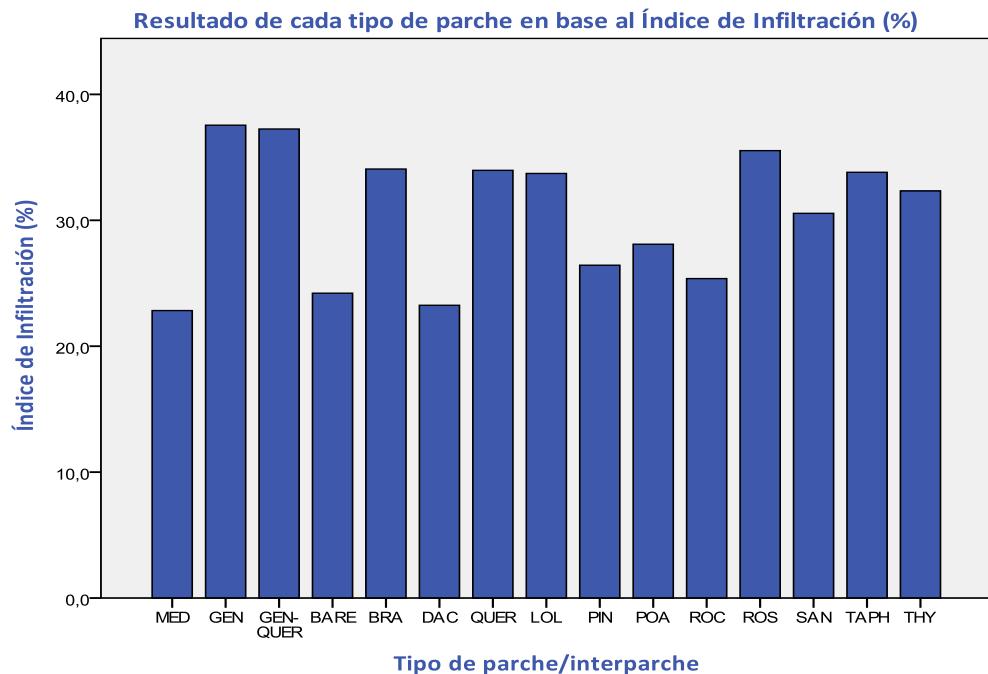
En la figura 32, se presentan los resultados obtenidos de la caracterización de los diferentes tipos de parches /interparches en base a los índices funcionales del paisaje, observando que

comportamiento tiene cada uno de ellos en un computo global de todas las laderas estudiadas.

(A)



(B)



(C)

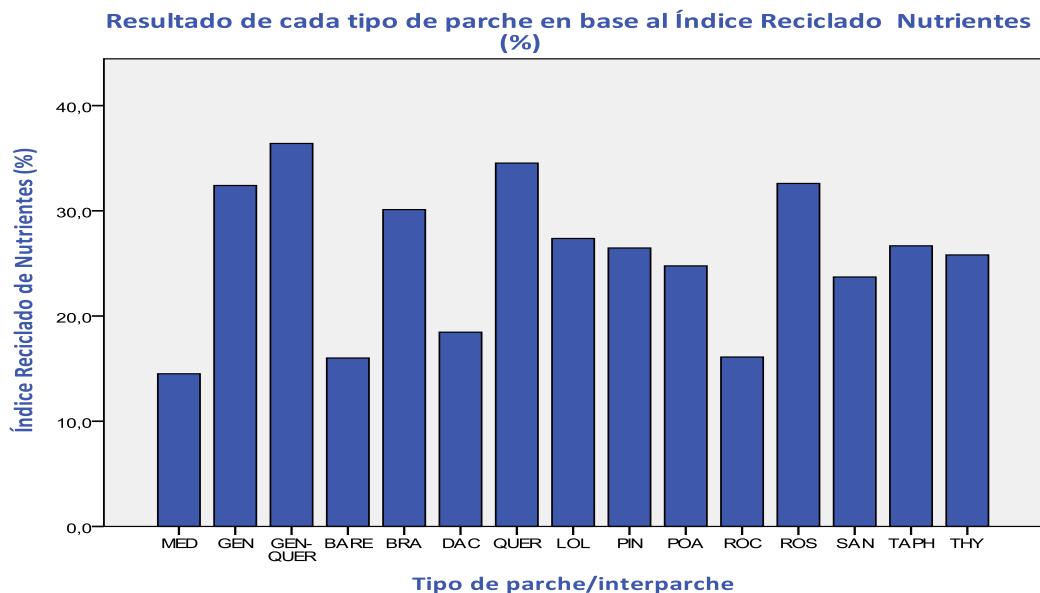
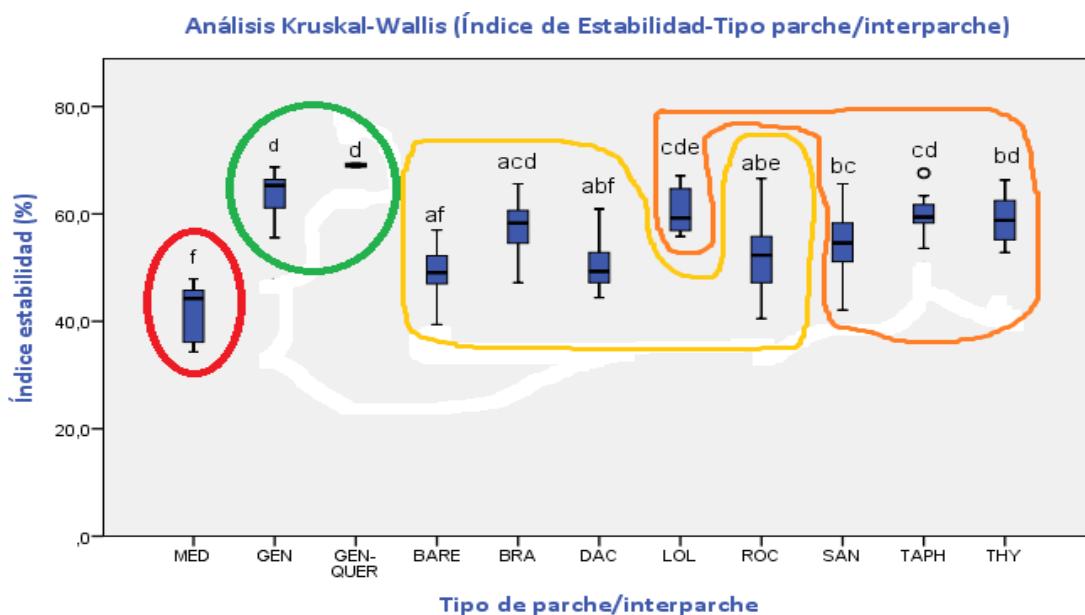


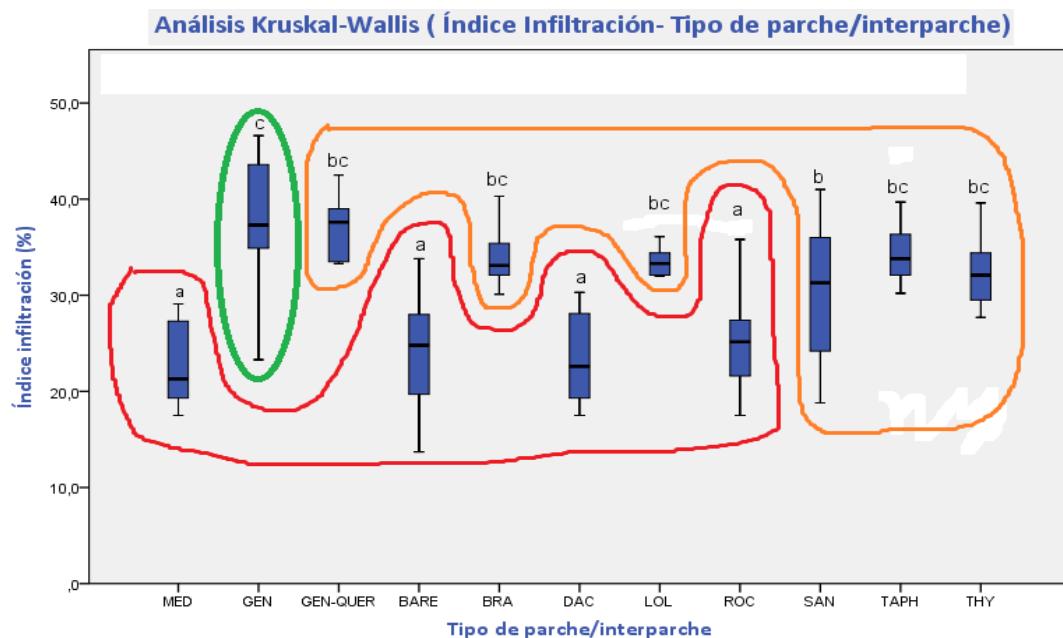
Figura 32. Resultados de la caracterización de los distintos tipos de parche en base a de los índices funcionales del paisaje. El eje y representa valores del Índice de Estabilidad (A), Infiltración (B) y Reciclado de Nutrientes (C)

A continuación se presenta en la figura 33, los resultados del análisis estadístico Kruskal-Wallis y un “Posthoc” de Bonferroni para establecer las diferencias significativas en cada tipo de parche y así compararlas con las unidades ecohidrológicas de Merino et al (2009). Para este análisis Kruskal-Wallis, se suprimieron los parches cuyo tamaño es: $N < 6$. Para una mayor fiabilidad estadística. En este caso los parches no considerados son: *Rosal sp*, *Poa silvestris*, *Pinus silvestre*, *Quercus ilex*.

(A)



(B)



(C)

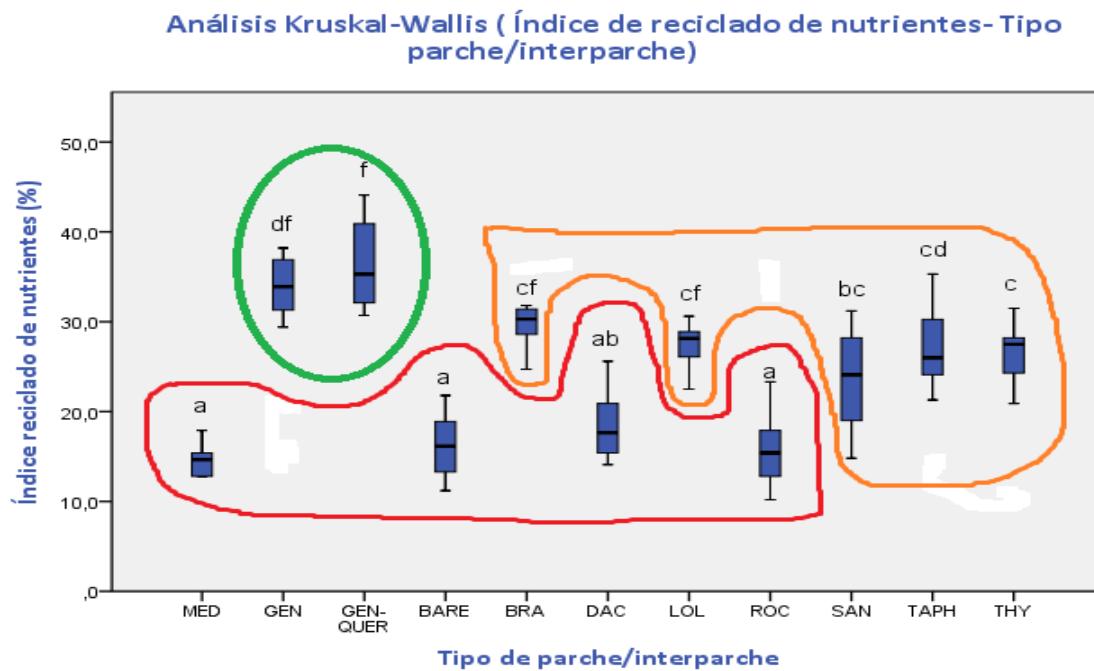


Figura 33. Análisis de Kruskal-Wallis para de los diferentes tipos de parche/interparche en base a los índices funcionales del paisaje. Índice de Estabilidad- Tipo de parche/interparche (A); Índice de infiltración-Tipo de parche/interparche (B); Índice de reciclado de nutrientes-Tipo de parche/interparche (C).

En cuanto a los resultados de la figura 33, en (A) se observa que hay 4 grupos diferenciados, en que el peor comportamiento lo posee el parche MED (*Medicago sativa*), en contraposición de la GEN (*Genista scorpius*) y GEN-QUER (*Genista scorpius-Quercus ilex*) que confieren la mayor estabilidad al sistema, seguido por dos grupos muy similares pero con pequeñas diferencias, el

grupo rodeado con el lazo amarillo (*Brachypodium ramosum*, *Lolium perenne*, *Santonina chamaecyparissus*, Tapiz herbáceo y *Thymus vulgaris*) y el rojo (*Medicago sativa*, Suelo desnudo, *Dactylis glomerata*, Roca).

En (B), GEN (*Genista scorpius*) posee en mejor comportamiento frente al índice de infiltración siendo el parche que mayor flujo hídrico retiene, mientras que el grupo rodeado en rojo (*Medicago sativa*, Suelo desnudo, *Dactylis glomerata* y Roca) posee el peor, y el naranja (*Brachypodium ramosum*, *Lolium perenne*, *Santonina chamaecyparissus*, Tapiz herbáceo, *Thymus vulgaris* y *Genista scorpius*- *Quercus ilex*) se comporta de forma intermedia.

Finalmente en (C) se identifican 3 grupos, el rodeado por el lazo rojo (*Medicago sativa*, Suelo desnudo, *Dactylis glomerata* y Roca) realiza las funciones de reciclaje de nutrientes de peor forma, mientras que los parches rodeados de color naranja (*Brachypodium ramosum*, *Lolium perenne*, *Santonina chamaecyparissus*, Tapiz herbáceo y *Thymus vulgaris*) poseen los valores intermedios y los rodeados con verde (*Genista scorpius* y *Genista scorpius-Quercus ilex*) los mejores. Para los 3 casos de los distintos índices, los tipos de parche/interparche se comportan de forma similar en cuanto a los comportamientos que poseen.

4.2.3 Comparación cualitativa con la caracterización de parches empírica

Los resultados de la figura 33 (B), muestran el comportamiento hidrológico de los parches que se han comparado cualitativamente con la caracterización de las unidades ecohidrológicas realizada por parte del grupo de investigación en Ecohidrología de áreas restauradas y Restauración de minería a cielo abierto de la universidad de Alcalá y la universidad de Zaragoza (Merino et al., 2009). Este grupo de investigación, ha agrupado las cubiertas del suelo en función de su comportamiento hidrológico, dando como resultado un total de 7 unidades eco-hidrológicas distintas. Esta es la base sobre la que se ha testado los resultados alcanzados para los distintos parches mediante el método de análisis funcional del paisaje (LFA), observándose un gran similitud que se explicará con más detenimiento en el apartado de discusión a escala de a escala de parche (punto 5.2.3).

5. Discusión

5.1 Escala de ladera

En la primera parte de esta discusión, se va a tratar sobre el resultado del principal objetivo del este trabajo de fin de grado, saber si el método LFA permite analizar el estado funcional de las restauraciones mineras estudiadas para las condiciones locales de la zona de estudio.

Como consecuencia de los resultados del análisis de correlación de *Spearman* (figura 30) entre los índices que caracterizan el estado de las restauraciones (Índice de Estabilidad, Infiltración y Reciclaje de Nutrientes) con unas variables (las cuales establecen el estado en que se encuentran el sistema) enunciadas anteriormente, que poseen una base empírica muy fuerte y asentada, obtenidas de trabajos realizados anteriormente en la zona, podemos establecer debido a los altos valores de correlación obtenidos, que el método LFA funciona y permite realizar la evaluación de las restauraciones mineras de carbón a cielo abierto para las condiciones locales de Utrillas (Teruel).

Otro fundamento por el que el método LFA es válido, son los resultados representados en la figura 27 y 28, que muestran que hay 3 tipos de laderas según el estado funcional de estas, ajustándose perfectamente al modelo propuesto por Moreno-de las Heras (et al, 2010) (Figura 34) en el trabajo realizado en la propia área de estudio.

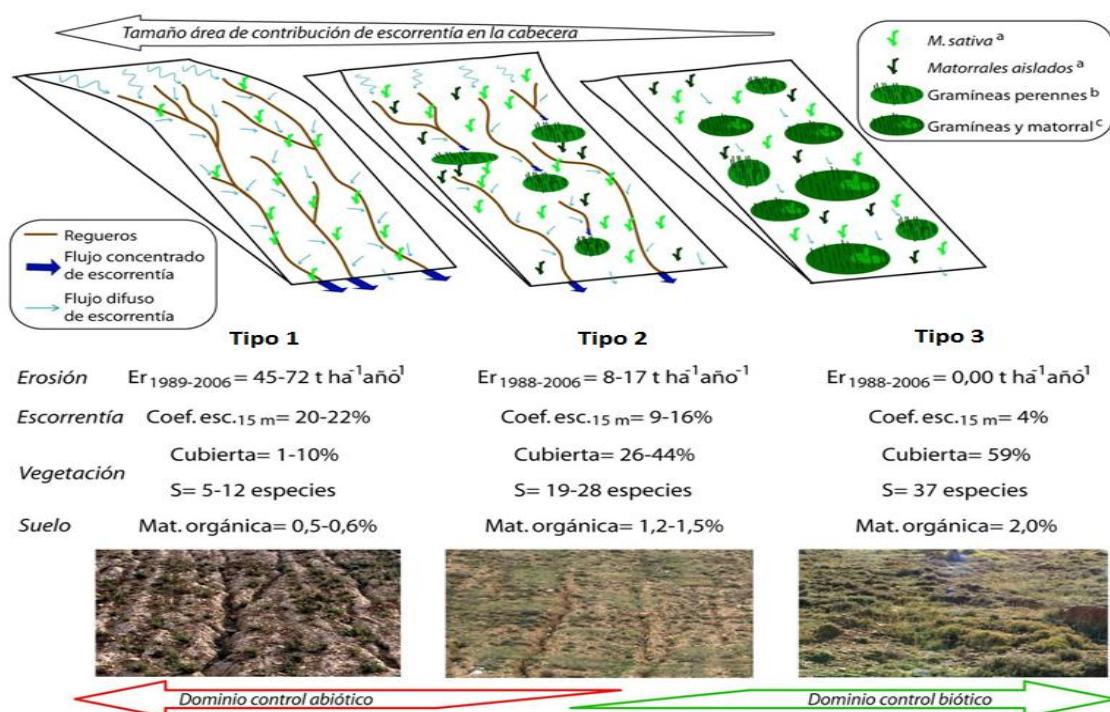


Figura 34. Modelo propuesto por Moreno-de las Heras, Nicolau, J.M., Merino-Martín, L. & Wilcox (2010).
Scale dependency of slope runoff and erosion along a gradient of degradation.

Según este modelo hay 3 posibles direcciones de evolución de los sistemas de ladera restaurados, como se ha identificado igualmente por el método LFA y concuerdan con los resultados del propio modelo que fue desarrollado en el área de estudio.

- Las laderas L1, L5 y L6 pertenecen al tipo 1 según el modelo, es decir, su dirección de evolución es hacia la degradación, ya que hay presencia de regueros y pobres establecimientos de parches de vegetación por lo que hay un escaso control de la escorrentía y grandes tasas de erosión que impiden el establecimiento adecuado de la vegetación, como queda reflejado en estas laderas.
- Las laderas L3 y L7, pertenecen al tipo 3, siguen un camino hacia la agradación, formado por comunidades mixtas de matorral y gramíneas, donde domina *Genista scorpius*. Estas laderas se caracterizan por ausencia de regueros, con presencia de importantes parches que controlan la escorrentía de forma adecuada permitiendo esta evolución positiva del sistema. En cuanto a L3 cabe destacar que posee valores incluso un poco mejores que el propio ecosistema de referencia, lo cual es muy significativo, ya que una restauración minera ya ha alcanzado un estado funcional adecuado para la zona de estudio y se puede tomar de guía o ejemplo para futuras restauraciones.
- Y finalmente L2 y L4, son del tipo 2, donde hay incertidumbre sobre la evolución que va a seguir el sistema, ya que se trata de una situación intermedia entre el tipo 1 y 3. Hay presencia de parches bien establecidos con presencia de regueros. La dirección que sigan estos sistemas dependerá de el control que tengan los parches sobre la cantidad de escorrentía, y por tanto que haya un control del sistema sobre la erosión y no al revés, ya que esto último produciría una disminución de la cobertura vegetal que en un futuro se vería incapaz de controlar la erosión y alcanzaría un estado hacia la degradación.

Cabe destacar que estos umbrales de desarrollo de la restauración a escala de ladera, además de basarse en la tipología de laderas de Moreno de las Heras, funcionan según el modelo enunciado anteriormente en la introducción, el TTRP (figura 1), base conceptual del método LFA, ya que el desencadenante o trigger (lluvia), genera una escorrentía superficial que realiza una transferencia de los recursos a través del sistema, los cuales son retenidos por los parches, pudiéndose generar un pulso en la productividad vegetal. Es decir, al haber una presencia de parches estables que controlan esta escorrentía que posee los recursos de forma adecuada, como sucede en las laderas de tipo 3, permite que haya buenas productividades vegetales controlando la erosión y evitando las pérdidas de estos recursos y siguiendo el sistema una dirección de evolución hacia la gradación. En cambio, en las laderas de tipo 1, no se controlan esos recursos, que fluyen a través del sistema y se pierden debido la mínima presencia de parches, formándose regueros. Ello limita notablemente que algún parche por pequeño que sea pueda almacenar este flujo hídrico. Además este efecto es imposible de mitigar si no hay una presencia de unos parches adecuados, por lo que estos sistemas llevan caminos hacia la degradación.

Esto se ve reflejado también en los resultados obtenidos en la figura 29, relacionados con las variables de organización del paisaje (Nº de parche/10 m; Área total de parches por transecto; Índice de organización del paisaje*; y Distancia media entre parches).

Las laderas que poseen el mejor estado funcional L3 y L7, seguidas de L2 y L4, poseen los mejores valores en el computo global de todas estas variables: nº de parches por transecto, área de parches, longitud de parches/longitud de transecto, lo que facilita funcionar según el modelo TTRP (figura 1). En cambio las laderas L1, L5 y L6, con los peores valores de los índices, controlan peor la escorrentía, de manera que no operan los procesos TTRP.

5.2 Escala de parche

En cuanto a los resultados obtenidos a nivel de parche, en la figura 31, se han presentado los datos de contribución de cada tipo de parche a los índices del LFA que caracterizan el estado funcional del sistema.

En las laderas 1, 5 y 6 (las que se encuentran en peor estado), el interparche BARE (suelo desnudo), de carácter exportador de agua y nutrientes, es el más abundante y hegemónico. En estas laderas la escorrentía generada aquí no es interceptada por parches importadores como en las laderas que funcionan según el TTRP.

Las laderas 2 y 4 de carácter intermedio; presentan altos valores del parche BARE (Suelo desnudo) y de SAN (*Santonina chamaecyparissus*), ambos de carácter exportador. Pero también de parches interceptores, aunque aparecen también otros parches que poseen niveles significativos de contribución como TAPH (Tapiz herbáceo) y LOL (*Lolium perenne*); este último remanente de las siembras de vegetación que realizó MFU. Se ha demostrado que estos dos últimos parches herbáceos constituyen islas de fertilidad hidrológicamente activadas (Espigares et al., 2012). La evolución de estas laderas se considera incierta. Probablemente dependerá de la magnitud de las perturbaciones que reciba en los próximos años: tormentas erosivas intensas, sequías acusadas o sobre-pastoreo podrían llevar a la degradación. La entrada de propágulos y/o introducción de plantones podría llevarlo a la agradación.

Las laderas con un mejor estado funcional (3 y 7) presentan una distribución más homogénea de los parches. BARE (Suelo desnudo) y TAPH (Tapiz herbáceo) son los más abundantes, aunque en el caso de la ladera 3, el parche GEN (*Genista scorpius*), alcanza el mayor valor. Ello hace que sean las laderas con mayor control biológico de los recursos hídricos. Además en la ladera 7, encinar de referencia, el parche GEN-QUER (*Genista scorpius – Quercus ilex*) adquiere bastante importancia, lo que da una resiliencia frente a las perturbaciones (fuego por ejemplo).

Del resultado obtenido para el parche GEN (*Genista scorpius*), podemos deducir, que esta especie es interesante en las restauraciones mineras. Ya que subsana la dificultad para la colonización y establecimiento de especies arbóreas y arbustivas, además de realizar funciones de especie nodriza, al proteger a otras especies como se ve reflejado en parches como GEN-

QUER (*Genista scorpius* - *Quercus ilex*) o GEN-JUN (*Genista Scorpius-Junniperus communis*), observado durante la identificación de la tipología de parches durante el muestreo.

Otros resultados obtenidos a escala de parche son los de la figura 33, relacionados con la caracterización de cada tipo de parche en función de los índices que caracterizan el estado funcional del sistema. Se observa que se cumple un patrón para los 3 índices, en que hay 3 grupos que se comportan de forma diferente:

- Un primer grupo formado por el parche MED (*Medicago Sativa*), ROC (Roca), BARE (Suelo desnudo) y DAC (*Dactylis glomerata*). Este grupo tiene los peores valores en los 3 índices, ya que tienen un mal comportamiento en cuanto a la capacidad de retener el agua de escorrentía, que se traduce en un menor crecimiento vegetal lo que conlleva a una menor contribución a la hora del reciclaje de nutrientes que finalmente disminuye la estabilidad que confiere el parche al sistema.
- Un segundo grupo formado por GEN (*Genista scorpius*) y GEN-QUER (*Genista scorpius-Quercus ilex*), que poseen los mejores comportamientos en los índices, como se ve reflejado en los resultados. Al contrario que el primer grupo poseen una alta capacidad para la retención de agua que mejora los procesos que se producen según el modelo TTRP.
- Un último tercer grupo formado por BRA (*Brachypodium ramosum*), LOL (*Lolium perenne*), SAN (*Santolina chamaecyparissus*), TAPH (Tapiz herbáceo) y THY (*Thymus vulgaris*), que poseen un comportamiento intermedio entre los dos grupos anteriores.

La comparación cualitativa entre la caracterización funcional de los parches en base a los índices del LFA con la caracterización de unidades eco-hidrológicas identificadas por Merino (2008) muestra una elevada similitud entre ambas.

Podemos decir, que los distintos tipos de parche identificados muestran que se produce un ordenamiento en función de los valores de los índices de Estabilidad, Infiltración y Reciclado de Nutrientes que se corresponde, en gran medida, con el comportamiento hidrológico descubierto por el grupo de investigación en Ecohidrología de áreas restauradas y Restauración de minería a cielo abierto de la universidad de Alcalá para las unidades ecohidrológicas (figura 35) (Merino, 2008) que se presenta a continuación:

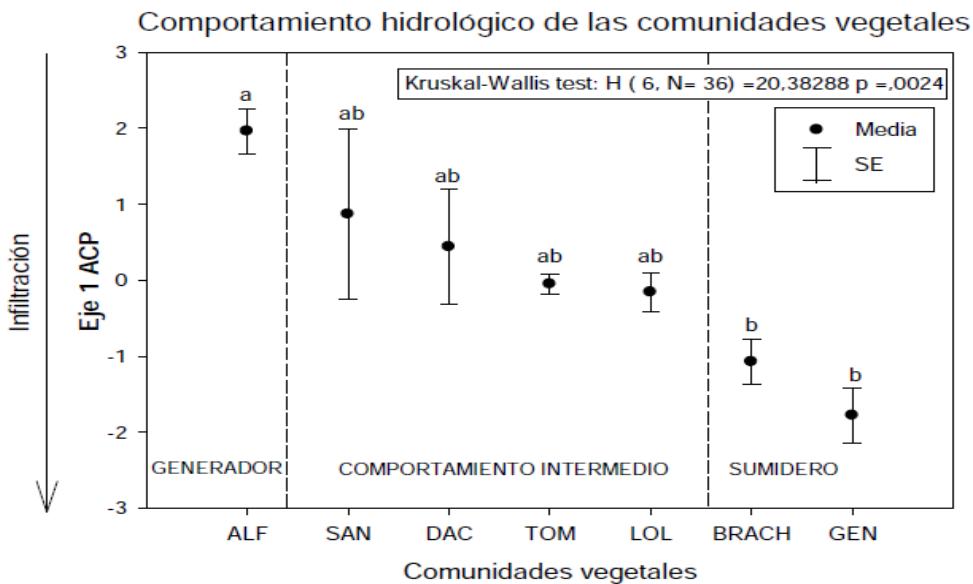


Figura 35. Resultado del test de Kruskal-Wallis para determinar el comportamiento hidrológico de las comunidades vegetales. (Tomado de Merino, 2008)

En esta gráfica de Merino (2008) identifica 7 unidades ecohidrológicas, que aunque no es el mismo número realizado en análisis Kruskal-Wallis que se ha realizado en este trabajo (11), nos da una gran idea de que el resultado a escala de parche obtenido por LFA, es válido al igual que a escala de ladera, ya que se ha comparado con datos empíricos de investigaciones.

Este comportamiento ecohidrológico de cada tipo de parche establecido por Merino, y por tanto los parches identificados en este trabajo funcionan a través del modelo TTRP. Ya que hay parches como MED (*Medicago Sativa*), DAC (*Dactylis glomerata*), ROC (Roca) y un interparche BARE (Suelo desnudo) que son generadores de escorrentía cuando la lluvia actúa de desencadenante, mientras que GEN (*Genista scorpius*) y GEN-QUER (*Genista scorpius-Quercus ilex*), actúan como sumideros, reteniendo esta escorrentía, lo que les convierte en parches fértiles, produciéndose una distribución desigual entre los generadores y sumideros que produce una diferenciación en las características (infiltración y disponibilidad de agua, de materia orgánica, de propágulos, etc.). El resto de parches como SAN(*Santolina chamaecyparissus*), THY (*Thymus vulgaris*), LOL (*Lolium perenne*), BRA (*Brachypodium ramosum*) y el interparche TAPH se pueden comportar según las circunstancias y condiciones como sumideros o generadores.

6. Conclusiones

Los resultados del trabajo han permitido alcanzar las siguientes conclusiones:

- El método LFA permite realizar la caracterización del estado funcional en la que se encuentran las restauraciones mineras de carbón a cielo abierto para las condiciones locales de la zona de estudio en Utrillas (Teruel). Por lo que se recomienda utilizarla como herramienta para la evaluación de los resultados obtenidos de las restauraciones.
- Todos los índices de la caracterización del estado funcional de las laderas presentan una correlación entre alta y muy alta con las variables cuantitativas utilizadas para la verificación del método para las condiciones locales.
- La caracterización de los tipos de parches realizada mediante el LFA ha permitido identificar diferentes comportamientos ecohidrológicos que se corresponden bien con los establecidos por Merino (2008).
- Se refuerza la aplicabilidad y efectividad del método después de los resultados obtenidos en este TFG, así como la confirmación de que se trata de un método rápido y práctico, que supone un ahorro en esfuerzo y tiempo.
- La estructura y dinámica de la vegetación en claros y matas es clave en el comportamiento de las laderas mineras estudiadas. Cuanto mayor sea el número de parches y la superficie que ocupan se dispondrá de un mayor control de la escorrentía y de los efectos erosivos que son la principal causa del descenso de la calidad del estado funcional.
- El método LFA ha identificado las laderas con los estados sucesionales propuestos por Moreno de las Heras (2010): Las laderas bien colonizadas por aliaga (*Genista scorpius*) se asemejan funcionalmente al ecosistema de referencia (encinar intervenido); en situación intermedia con incertidumbre sobre su futura evolución se encuentran laderas con regueros discontinuos y parches exportadores e importadores equilibrados; en estado de degradación se han identificado laderas reguerizadas con predominio de parches exportadores.
- "*Genista scorpius*" se muestra como una especie interesante a la hora de utilizarla en las restauraciones mineras, ya que puede ser gran parte de la solución al proceso sucesional de este tipo de ecosistemas, minimizando la dificultad para la colonización y ayudando al establecimiento de especies arbóreas y arbustivas como "*Quercus ilex*" y "*Juniperus communis*"

7. Bibliografía

David Tongway. (2005). Landscape function analysis: A systems approach to assessing rangeland condition.

David Tongway. (2011). Using landscape function principles to design and monitor active restoration.

Moreno de las Heras, M. 2008. Efectos ecológicos de la erosión en laderas derivadas de la minería del carbón a cielo abierto. Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá. Departamento de Ecología.

Martín, R. Aguilar and Osvaldo E. Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Tree* vol 14, pp 273-277

Rivas-Martínez S. (1987). Memoria del mapa de series de vegetación de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid

Espigares, T., Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J.M., 2009. Performance of vegetation in reclaimed slopes affected by soil erosion. *Restoration Ecology*.

José Manuel Nicolau. (2010). In Avelino García Álvarez (Ed.), *Plan director para la restauración edafopaisajística y recuperación ambiental de los espacios degradados por la minería de carbón en la comarca de bierzo*.

José Manuel Nicolau Ibarra, José Francisco Martín Duque, Silvia Pérez Domingo, Francisco Comín Sebastián, Cristina Martínez Moreno, Ana Lucía Vela. La reconstrucción del relieve en la restauración de la minería a cielo abierto (2º Curso Internacional de Restauración Ecológica de Áreas Degradadas por la Minería a Cielo Abierto).

José Manuel Nicolau, Tíscar Espigares, Mariano Moreno de las Heras y Luis Merino-Martín. (2011). Ecohidrología: Erosión hídrica y dinámica de la vegetación en laderas artificiales. *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte*. (2011).

Juan Pedro Rodríguez-López, Nieves Meléndez, Ana Rosa Soria, Poppe L. de Boer. (2009). Reinterpretación estratigráfica y sedimentológica de las formaciones Escucha y Utrillas de la cordillera ibérica. 22(*Revista de la Sociedad Geológica*)

L. Merino-Martín, M. Moreno-de las Heras, S. Pérez-Domingo1, T. Espigares, and J. M. Nicolau. (2012). Hydrological heterogeneity in mediterranean reclaimed slopes: Runoff and sediment yield at the patch and slope scales along a gradient of overland flow. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 16, 1305–1320, 2012.

Merino, L., Nicolau, J.M, Espigares, M.T., y De Las Heras, M., 2009. Dinámica de la vegetación y de los procesos hidrológicos en laderas restauradas de la minería del carbón a cielo abierto en Teruel. (Informe de proyecto para IET no publicado)

Luis Merino-Martín, David D. Breshears, Mariano Moreno-de las Heras, Juan Camilo Villegas, Silvia Pérez-Domingo, Tíscar Espigares, and José M. Nicolau. (2012). Ecohydrological source-

sink interrelationships between vegetation patches and soil hydrological properties along a disturbance gradient reveal a restoration threshold. 20 (Restoration Ecology).

M. Moreno de las Heras, & J. M. Nicolau y T. Espigares. Interacción entre la erosión en regueros, contenido de humedad edáfica y colonización vegetal en laderas restauradas de la minería a cielo abierto del carbón en ambiente mediterráneo-continental (Teruel). *Estudios De La Zona no Saturada Del Suelo Vol. VII. F.J. Samper Calvete y A. Paz González, 2005.*

M. Moreno-de las Heras, T. Espigares, L. Merino-Martín, J.M. Nicolau. (2011). Water-related ecological impacts of rill erosion processes in mediterranean-dry reclaimed slopes.84 (114-124)(Catena).

Mª Remedios Zamora Roselló. (2012). La transformación del territorio a través de la restauración de los espacios afectados por actividades extractivas. (Congreso Nacional del Medio Ambiente)

Marcos Mejuto Mendieta. (2011). *Afectación de la minería del carbón en las propiedades físicas y químicas de los suelos de la cuenca hidrográfica del río Rodrigatos (el bierzo, león)*

Maria C. Ruiz-Jaen and T. Mitchell Aide. (2005). Restoration success: How is it being measured? *Restoration Ecology Vol. 13, no. 3, Pp. 569–577.*

Mariano Moreno-de las Heras, José M. Nicolau, Luis Merino-Martín, and Bradford P. Wilcox. (2010). Plot-scale effects on runoff and erosion along a slope degradation gradient.46 (WATER RESOURCES RESEARCH)

Real Decreto 975/2009, De 12 De Junio, Sobre Gestión De Los Residuos De Las Industrias Extractivas y De Protección y Rehabilitación Del Espacio Afectado Por Actividades Mineras. (2009).

Tíscar Espigares, Mariano Moreno-de las Heras, and José M. Nicolau. (2011). Performance of vegetation in reclaimed slopes affected by soil erosion. *Restoration Ecology.*

Tíscar Espigares, Luis Merino-Martín, Mariano Moreno-de las Heras and José-Manuel Nicolau. (2012). Intensity of ecohydrological interactions in reclaimed mediterranean slopes: Effects of run-off redistribution on plant performance. *Published Online in Wiley Online Library (Wileyonlinelibrary.Com) DOI: 10.1002/eco.1307, ECOHYDROLOGY .*

VICENÇ CARABASSA – MARC VIZCANO– ESTEVE SERRA – ORIOL ORTIZ –JOSEP MARIA ALCAÑIZ. (2010). Getting real: A procedure for self-evaluation of quarry restorations. *Avignon, France, 23-27/08/2010, (Proceedings 7th European Conference on Ecological Restoration).*

Vicente Manzano. (2006). Análisis de datos en psicología I. Guía práctica para el trabajo con SPSS.

Montserrat, P. 1990. Vegetación. En: Mapa forestal del España: Daroca (ed. de la Torre R). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA Madrid, pp 47-68.

Tongway, David and Hindley, Norman. (1995) Assessment of Soil Condition of Tropical Grasslands. CSIRO Division of Wildlife and Ecology, Canberra

Barberá, G. C., Navarro-Cano, J.A. y Castillo, V.M. 2006. Seedling recruitment in a semiarid steppe: The role of microsite and post-dispersal seed predation. *Journal of Arid Environments* 67 (2006) 701-714.

Beeby, A. 1993. *Applying Ecology*. Chapman & Hall, London, 441 pp.

Contreras, S. y Solé-Benet, A. 2003. Hidrofobia en suelos mediterráneos semiáridos: Implicaciones hidrológicas para una pequeña cuenca experimental en el este ibérico. *Revista C&G*. 17 (1-2), pp. 19-45.

García-Fayos, P. 2004. Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica. En: Valladares, F (Ed.), *Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A., Madrid, pp. 309-334.

Gómez-Aparicio, L. et al. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications*, 14 (4), 2004, pp. 1128-1138.

Gómez Sal, A. y Nicolau, J.M. 1999. Hacia una caracterización ecológica de los paisajes degradados. Bases para su restauración. En: González Alonso, S. (ed) *Libro homenaje a D. Ángel Ramos*: 629-639. E.T.S.I. Montes. Madrid.

Gobierno de Aragón, Manual de restauración de explotaciones mineras a cielo abierto de Aragón.

Gutiérrez, J.R. y Squeo, F.A. 2004. Importancia de los arbustos en los ecosistemas áridos de Chile. *Ecosistemas* 13 (1): 36-45.

Kapolka, N.M., Dollholpf, D.J. 2001. Effect of slope gradient and plant growth on soil loss on reconstructed steep slopes. *International Journal of Surface Mining, reclamation and Environment*, 15: 86-99.

Ludwig, J.A., Wilcox, B.P., Breshears, D.D., Tongway D.J. and Imeson A.C. 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, 86. Pp 288-297.

Marañón, T., Camarero, J.J., Castro, J., Díaz, M., Espelta, J.M., Hampe, A., Jordano, P., Valladares, F., Verdú, M., Zamora, R., 2004. Heterogeneidad ambiental y nicho de regeneración. En: Valladares, F. 2004.

Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Páginas 69-99. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid. Martín, R. Aguilar and Osvaldo E. Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Tree vol 14*, pp 273-277.

Palmer, J. 1992. Nutrient Cycling: Key to Reclamation Success. In: Chambers, J. & Wade, J. (eds): *Evaluating Reclamation Success: The Ecological Consideration*: 27-36. USDA, General Technical Report EN-164.

Maestre, F.T. 2003 (b). Variaciones en el patrón especial a pequeña escala de los componentes de la costra biológica en un ecosistema mediterráneo semiárido. *Revista Chilena de Historia Natural*. No. 76, pp. 35-46

Tongway, D.J., Cortina, J. y Maestre F.T., 2004 (b). Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. En *Revista Ecosistemas* 13 (1). Enero 2004. Pp 2-7.

Zamora, R., Castro, J., Gómez, J. M., García, D., Hódar, J. A., Gómez, L. y Baraza, E. 2001. El papel de los matorrales en la regeneración forestal. *Quercus* 187: 40-47.

Noy-Meir I. (1973) Desert Ecosystems: Environment and Producers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 25-51

Haigh, M.J. 2000. The aims of land reclamation. In Haigh, M.J. (ed) *Reclaimed land. Erosion control, soils and ecology*. Pp: 1-20

Anexos

8. Anexos

8.1 Anexo 1

8.1.1 *La minería del carbón y su deterioro ambiental*

Si durante el ejercicio de explotación minera no se toman medidas oportunas y adecuadas, se pueden producir fuertes impactos ambientales, debido principalmente a los grandes volúmenes de materiales que se mueven, a partir de los cuales se crean huecos y se almacenan cantidades importantes de estériles en pilas (escombreras). Estas escombreras y huecos pueden llegar a afectar considerablemente las características hidrológicas e hidrogeológicas, así como la fisografía del terreno en las zonas donde se sitúan este tipo de actividades extractivas.

Como consecuencia, el conjunto de características geoquímicas y mineralógicas de los suelos del entorno cercano de las explotaciones se pueden ver modificadas debido a la adición de materiales cuyo origen proviene de estos huecos y escombreras que se van incorporando al suelo. Además este efecto puede verse potenciado por la circulación de aguas de escorrentía que pueden liberar contaminantes como partículas o metales, que pasan a los suelos y/o aguas superficiales. Estos efectos producen alteraciones físicas, químicas, ecológicas y paisajísticas allí donde se ubican las operaciones mineras, trascendiendo a los alrededores y afectando al uso productivo de los terrenos.

Algunos de los principales impactos potenciales como consecuencia de las operaciones mineras se pueden producir son:

- Desaparición del anterior uso productivo del suelo.
- Aumento de la erosión hídrica y eólica en un entorno de influencia de las operaciones mineras, al desaparecer la cubierta vegetal y exponer al suelo y a los materiales acumulados en las escombreras a las condiciones climáticas locales.
- Contaminación de los suelos por sustancias tóxicas provenientes de las explotaciones mineras y de la generación de lixiviados formados por la interacción de las aguas de escorrentía con los materiales extraídos y acumulados en las escombreras.
- Degradación del paisaje.

Los principales impactos de la actividad minera en general son:

- Sobre la atmósfera

Contaminación por partículas sólidas movilizadas por el viento y la gravedad desde las escombreras. Los depósitos de materiales y residuos expuestos a la atmósfera permiten una erosión continua de los mismos y el consiguiente arrastre de materiales finos por la acción del viento y la gravedad. La contaminación por partículas en

suspensión en la atmósfera, puede alcanzar grandes distancias en función del tamaño y la forma de las partículas arrastradas.

- Sobre las aguas superficiales

La alteración de los drenajes superficiales, será mayor cuanto mayor sean las modificaciones fisiográficas producidas. Esto conlleva una contaminación física debido al aumento de sólidos en suspensión y al arrastre de elementos finos por las aguas de escorrentía. En el caso de presencia de sulfuros, también conlleva una contaminación química debido a la acidificación derivada de la oxidación de elementos piríticos, precipitación química de compuestos de hierro, y a la presencia de elementos tóxicos disueltos por lixiviación de elementos presentes en los materiales almacenados en la escombrera.

Los efectos ecológicos de las aguas ácidas, relacionadas con la oxidación de los materiales sulfurados, se ven más claramente en los ambientes acuáticos, tales como arroyos y ríos a los que llegan, contaminándolos. Esta contaminación afecta primordialmente a las capas de agua sensible, situada en cuencas vertientes cuyos suelos tienen una capacidad de amortiguamiento limitada que no permiten una depuración previa a la llegada a los receptores. Los ríos, se vuelven ácidos cuando el agua misma y el terreno circundante no pueden amortiguar o estabilizar la acidez lo suficiente como para neutralizarla. En áreas con poca capacidad de amortiguamiento, estas aguas desprenden el aluminio de los suelos, el cual va a dar a los lagos y arroyos, contaminándolos debido a su elevada toxicidad para gran parte de las especies acuáticas.

- Sobre las aguas subterráneas

Alteración del régimen de caudales motivado por la apertura de huecos y por los procesos de bombeo de agua en explotaciones mineras abandonadas o en activo. Por otra parte, un porcentaje importante de las aguas de escorrentía se infiltran a través del suelo. El agua que ha percolado alcanza por último niveles donde el suelo está completamente saturado, pasando a formar parte de las aguas subterráneas, a las que aporta los elementos disueltos a través de su interacción con suelos y/o residuos acumulados en el suelo.

8.1.2 Evolución histórica de la minería de carbón en la provincia de Teruel

Un análisis realizado sobre el conjunto de las restauraciones de la minería del carbón en Teruel confirmó que su evolución puede ser muy diversa y está sujeta a un cierto grado de incertidumbre (Nicolau et al. 2010).



Figura 36. Distribución de la superficie afectada por la minería según el estado operativo y el tipo de modelo topográfico en 2006. Fuente: Plan Director para la Restauración Edafopaisajística y Recuperación Ambiental de los Espacios Degrados por la minería de carbón en la comarca de Bierzo.

Si excluimos la superficie que está en explotación actualmente, que podremos predecir que su restauración tendrá un resultado exitoso, el balance ambiental de estos 30 años de explotación lo podemos resumir en que se ha generado un pasivo ambiental del 33% (explotaciones no restauradas más explotaciones restauradas sin éxito) y un 67% restaurado con éxito (Figura 36). Consideramos que una restauración ha sido exitosa cuando en las plataformas hay producción agrícola productiva y cuyos taludes no presentan un compromiso para el desarrollo de la vegetación a causa de la erosión de los regueros. Este criterio se basa en si las laderas no presentan regueros visibles desde una fotografía aérea y poseían una cobertura vegetal superior al 30%, fundamentado en los umbrales identificados por Moreno de las Heras (2009).

Si hacemos una reflexión de lo mencionado en esta introducción, se puede decir que el bienestar de la sociedad se sustenta de los servicios que nos proporciona la naturaleza. La cuestión de esta problemática a escala global, es enfocar el desarrollo sostenible como el que sostiene, mantiene y conserva los servicios ecosistémicos tan necesarios para nuestra vida día a día.

Esta actividad minera que reduce los servicios ambientales, en Teruel, a lo largo de estos 30 años han generado pérdidas ambientales, tales como las 1000 ha degradadas en la provincia y su efecto negativo sobre los cauces naturales y su correspondiente calidad del agua. En este sentido, los ayuntamientos y vecinos afectados tanto por las minas no restauradas como las de "Primera generación" deben exigir la adecuada restauración de estas, pues aparte del impacto hidrológico, existe un impacto paisajístico que afecta a vínculos emocionales.

La minería del carbón a cielo abierto en Teruel, se inició en el año 1976. A lo largo de estos más de treinta años se han abierto un total de 24 explotaciones, que llegan a ocupar una superficie de unas 3000 ha. Esta actividad minera en Teruel se encuentra en periodo de madurez, caracterizándose por haber pocas empresas y explotaciones operativas.

A lo largo de este largo periodo de explotaciones mineras, se han identificado 3 etapas en la evolución ambiental de la minería de carbón a cielo abierto en Teruel (Nicolau, 2010).

La fase inicial, en la que se produjo un “boom” de las explotaciones en las cuales no se contemplaba una obligación legal de realizar una restauración de las explotaciones anteriores al RD 2994/82 del 15 de Octubre, sobre la restauración de espacio natural afectado por las actividades mineras. Como consecuencia de este vacío legal en tema de restauraciones, hubo numerosos abandonos de las explotaciones sin llevar a cabo una restauración de las zonas afectadas donde el impacto ambiental es bastante grande. Posteriormente aparece una normativa específica para la minería de carbón a cielo abierto (RD 1116/1984 del 9 de mayo, sobre restauración del espacio natural afectado por las explotaciones mineras de carbón a cielo abierto y el aprovechamiento racional de estos recursos energéticos).

En la segunda etapa, se caracteriza por el requerimiento y obligación legal de realizar una restauración. A este tipo de restauraciones realizadas se les denomina de “Primera Generación” (Nicolau, 2003a). En las que se aplica un modelo topográfico talud-cuneta-berma basada en el concepto de escombrera tradicional de la minería de interior que se traslada en este caso a la minería de carbón a cielo abierto. Las características de los nuevos espacios restaurados son la estabilidad geotécnica pero ausencia de estabilidad ecológica que genera la incapacidad para albergar ecosistemas que sean funcionales en las que no se pueden desarrollar ni usos naturales o agrarios como consecuencia de escasa retención de agua y la posterior gran erosión hídrica a nivel de superficie a la que se ve sometida (Espigares et al. 2009). Además de la alta tasa de sedimentos y escorrentía que van a parar a los cauces naturales, generan un gran impacto ambiental.

A lo largo de esta segunda etapa se desarrollaron técnicas de restauración más efectivas por parte de las empresas explotadoras debido a la obligación legal, la exigencia social y administraciones locales que demandaban mejores resultados en las restauraciones, y esto se plasma en un estudio sobre la regeneración de explotaciones mineras encargado por las cuencas mineras como consecuencia del traspaso de competencias por parte del Estado a las Comunidades Autónomas. La Diputación General de Aragón desarrolla el RD 98/1994, sobre normas de protección del medio ambiente de aplicación a las actividades extractivas en la Comunidad Autónoma de Aragón.

Posteriormente durante la década de los 90 hasta la actualidad, se establece un tercer periodo o fase, en el contexto de restauraciones de “Segunda generación”, que se caracteriza por una mejor ejecución de las restauraciones en la que las topografías son más suaves, minimizando la pendiente que nos permite controlar mejor la erosión, escorrentía y tasa de sedimentos, a partir de la utilización de mejores técnicas de creación de suelo y revegetación. A estos modelos se le denomina “Plataforma-Talud suavizado y “Cuenca”.

En la actualidad el marco legal que impera es el RD 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. En este conjunto de normativas enunciadas anteriormente las empresas deben depositar un aval, que recuperan cuando la administración ambiental, que en este caso, esta competencia se traslada a las comunidades autónomas, certifica el buen resultado de las restauraciones.

Situándonos a la hora en el contexto espacial del área de estudio, en la localidad de Utrillas, se han finalizado las actividades extractivas en el entorno de la localidad, donde la propiedad de los terrenos restaurados ha sido transferida a sus antiguos propietarios privados y a la entidad local. Estos terrenos acogen una serie de usos que son la agricultura cerealista, ganadería y finalmente usos recreativos (senderismo, pesca...). En ocasiones estos nuevos usos han producido alteración de cauces y abarrancamientos por malas prácticas agrícolas y degradación de la cubierta vegetal por sobre pastoreo.

8.2 Anexo 2

8.2.1 Marco legal y normativa aplicable a la restauración

Las circunstancias históricas que en cada momento ha tenido la explotación de carbón en la provincia de Teruel, repercuten en una situación en que las restauraciones tengan una casuística muy variada. En cualquier caso, las tareas de restauración afectarían al legado histórico anterior a 1982, inmerso en cierta indefinición jurídica y administrativa y por ello abandonado a su suerte, ya que a partir de esa fecha el marco legal obliga a presentar un plan de restauración de forma simultánea al plan de explotación.

El conocimiento de dicho marco legal es, por tanto, un elemento a tener en cuenta en el momento de orientar, priorizar y, eventualmente, abordar actuaciones de rehabilitación de las explotaciones mineras.

La sensibilidad y preocupación por la repercusión ambiental de las explotaciones mineras tiene su comienzo en las disposiciones legislativas más antiguas. En la ley de Minas 22/1973, ya constaba la necesidad de realizar estudios y someterlos a informe de organismos de control, sin embargo, se puede afirmar, por la herencia recibida y según se puede constatar en la actualidad, que dichos mecanismos no se aplicaron con el debido rigor o sus recomendaciones fueron ignoradas, a pesar de que como se refleja en la Ley 6/1977, de Fomento de la Minería, en la cual se articulaban generosas medidas financieras para favorecer las acciones preventivas y correctoras sobre el impacto que se producía en el medio ambiente.

Posteriormente se realizó el R. D. 2857/1978, reglamento que desarrolla la mencionada Ley de Minas 22/1973, donde se especifican con detalle los procedimientos para efectuar estos "estudios", aunque en principio se repite de modo casi literal lo allí mencionado, pero con un desarrollo algo más matizado y concreto en ciertos aspectos.

Debemos tener muy en cuenta que estas primeras normativas se redactaron durante un periodo convulso. Pongámonos en la situación socioeconómica y política de la historia de España, en los últimos años de la dictadura y en la etapa preconstitucional de transición a la democracia, donde aparecían ya intenciones de modernidad y adaptación a las normativas internacionales y europeas sobre la materia, pero no eran suficientes. No fue hasta casi una década después cuando se arbitrarían procedimientos de control ambiental de cierto rigor y tardarían casi otra década más, debido a la creación y transferencia de competencias a las CC. AA., lo que retrasó su aplicación real y efectiva. De hecho sólo ya con la plena incorporación a la Unión Europea, y la transposición de sus directivas con la posibilidad de obtener ayudas para este sector, condicionadas a que se cumplan las medidas ambientales, es cuando de verdad se comienzan a efectuar restauraciones ambientales de las zonas afectadas y su entorno natural.

Aunque ya se trazaron las bases para minimizar los impactos y favorecer la restauración ambiental de las zonas afectadas por la minería, se dejó algo ambigua o difusa su aplicación en la práctica y la determinación de tareas o responsabilidades, por lo que las Administraciones Públicas no pudieron poner, en su momento, el debido celo para la adecuada consecución de estas medidas.

8.2.2 Disposiciones específicas medioambientales y particulares de aplicación a la Minería

Una vez normalizada la situación política del país, en la década de los 80, y con el horizonte de nuestra integración en la Comunidad Europea, se toma conciencia de la importante necesidad de paliar los impactos ambientales de todo tipo y en especial aquellos que son susceptibles de influir en la competencia y el desarrollo económico, como es en el caso de la minería.

Debido a esta situación, se empiezan a emitir diversos decretos y normativas que van mejorando la regulación de los aspectos procedimentales para la conseguir los objetivos adecuados en restauración ambiental. En principio son normativas emanadas de la Administración Central, pero siempre con mención y reserva de su aplicación a las posibles competencias que puedan ser asumidas por las Comunidades Autónomas en proceso de creación. A pesar de esta dirección en líneas positivas que toma la normativa, no queda claro el posible carácter retroactivo de estas normas y su aplicación en actividades anteriores a la entrada en vigor de esta legislación, por lo que hay centenares de explotaciones, la mayoría inactivas en la actualidad, que se encuentran en un vacío legal en cuanto a la obligación de efectuar la restauración e integración ambiental.

En todo caso se deberán tener en cuenta estos procedimientos para su aplicación, si se considera procedente, antes de la ejecución de la oportuna restauración ambiental en las escombreras abandonadas. En otros aspectos, como es el caso de la responsabilidad de los titulares de la concesión, resulta complicado, cuando no inviable, la aplicación de modo estricto de la legalidad vigente en estas materias.

A continuación se hace mención expresa a los Reales Decretos en el ámbito de la restauración para ser tenidos en cuenta ante una eventual actuación en los espacios degradados:

- Real Decreto 2994/1982, de 15 de octubre, sobre Restauración del Espacio Natural Afectado por Actividades Mineras. (BOE nº 274 de 15 de noviembre de 1982, Mº de Industria y Energía)

Uno de los problemas ambientales causados en ocasiones por la minería es el del deterioro de los terrenos circundantes a la zona de actividad, circunstancia que se manifiesta de modo especial en las explotaciones a cielo abierto, pudiéndose provocar perjuicios, no sólo de orden estético, sino también geomorfológico, como la erosión.

La Ley de Minas de mil novecientos setenta y tres, se halla inmersa en una filosofía conservadora del medio ambiente, en la idea de que “*la obtención de un recurso natural, como es el producto minero, sólo debe comprometer en la menor cuantía posible la utilización y conservación de otros bienes, como el espacio en el que se sitúan las explotaciones, procurando, al mismo tiempo, que las legítimas medidas de protección de dichos bienes han de evitar ser excesivamente maximalistas, de tal forma que no hagan económica o técnicamente inviable el desarrollo de las actividades extractivas*”, ya que ello supondría un importante

deterioro social y económico que el país no puede permitirse. La necesidad de guardar el preciso equilibrio entre los dos fines indicados, obliga al estudio particular de cada uno, con objeto de ponderar las numerosas y muy diversas circunstancias -algunas de ellas difícilmente posibles de prever- que concurren en cada explotación y los requerimientos que se derivan de las características de su entorno natural, que presentan grandes diferencias de un lugar a otro.

Por ello, el presente Real Decreto configura un sistema mediante el cual, en primer lugar, el titular de una solicitud de las previstas en la Ley de Minas, debe presentar un Plan de Restauración del Espacio Natural, afectado por las labores.

El Plan tiene dos partes:

- La primera dedicada a suministrar información sobre la descripción del lugar previsto para las labores mineras y su entorno, con información acerca del medio socioeconómico, ya que todo ello es necesario para ponderar la mayor o menor intensidad del Plan.
- La segunda parte, contiene el proyecto de restauración propiamente dicho, incluyendo las medidas previstas para la protección del paisaje, acondicionamiento de la superficie del terreno, prevención de la erosión y otros.

El Plan, una vez aprobado por la Administración, se convierte en obligatorio para el titular del derecho minero, quien puede ejecutarlo por sí o confiar la realización a la Administración, mediante la entrega de una cantidad periódica, con la cual aquélla dota un fondo destinado al efecto. Con ello se otorga flexibilidad al sistema, ya que en muchas ocasiones el titular del aprovechamiento carece de las posibilidades técnicas para acometer con garantía la realización del Plan. Otras veces la restauración sólo es posible una vez finalizada la explotación, por lo que sería muy difícil conseguir que su titular emprenda aquélla, debiendo ser pues la Administración la responsable de la ejecución del Plan con las cantidades periódicamente obtenidas.

Por lo que se refiere a las explotaciones en marcha, dispone el Real Decreto que sus titulares presenten, cuando sean requeridos para ello, un proyecto de restauración. Entre los aspectos más destacables en este apartado cabría señalar:

- Como se puede constatar, este Real Decreto, a pesar de tener casi tres décadas, mantiene su plena vigencia, no solo jurídicamente, sino también en sus aspectos técnicos y aplicados, siendo un claro referente para acometer las tareas de restauración ambiental.

En todo caso es ya más cuestionable si se aplica con eficacia o no se obliga con la debida autoridad a los concesionarios y si no se hace con el debido rigor o, por otro lado, si las técnicas de revegetación, las especies y labores de cultivo que se usan para acometer estas restauraciones son las más adecuadas o se debe investigar y mejorar todavía mucho más.

8.2.3 Normativa específica para la restauración en explotaciones de carbón a cielo abierto

En 1984, con la inminente creación de las Comunidades Autónomas y el horizonte de la plena incorporación al concierto de las Naciones Europeas, se hace necesaria una re-adaptación de las normativas, dándole mayor concreción y regulando de modo específico las restauraciones ambientales de la minería del carbón a cielo abierto. Así aparece el Real Decreto 1116/1984, de 9 de mayo, sobre Restauración del Espacio Natural Afectado por las Explotaciones de Carbón a cielo abierto y el Aprovechamiento Racional de estos Recursos Energéticos. (BOE nº 141 de 13 de junio de 1984, Mº de Industria y Energía).

Los aspectos más destacables de este decreto, en lo que contempla las tareas de restauración, es la obligatoriedad de presentar un plan de restauración, donde hay una identificación del área de explotación y su entorno, descripción del medio físico y socioeconómico, además de un programa de restauración (acciones preventivas y correctivas).

El Real Decreto 1116/1984 que hemos comentado, dispone que por el Ministro de Industria y Energía se dictarán las normas a las que deben ajustarse la elaboración y aprobación de los planes de explotación y restauración que deberán ser presentados por las explotaciones, dada la necesidad de adaptar los planes actuales, en su caso, y ajustar los nuevos a estos condicionantes. Dichas normas se recogen en la Orden de 13 de junio de 1984 sobre normas de elaboración de los planes de explotación y restauración del espacio natural afectado por las explotaciones de carbón a cielo abierto. (BOE nº 143 de 15 de junio de 1984, Mº de Industria y Energía).

En la Orden se establecen las garantías o fianzas exigibles para el cumplimiento del plan de restauración que, pudiendo ser variables en el transcurso de la explotación, tengan en cuenta los daños pendientes de corrección en cada momento.

El Real Decreto 2994/1982, de 15 de octubre, que estableció la obligación, a cargo de quienes realicen el aprovechamiento de recursos regulado por la Ley de Minas, de realizar trabajos de restauración del espacio natural afectado por las labores mineras, en los términos señalados en la misma disposición, permite optar porque los trabajos de restauración previstos en el proyecto o Plan de explotación sean realizados por el propio explotador, o que sea la Administración la encargada de ejecutar el Plan de restauración, obligándose al titular de la explotación minera a entregar a la Administración una cantidad periódica suficiente para cubrir el coste de ejecución del mismo. Por ello teniendo en cuenta que la disposición final del Real Decreto citado autoriza al Ministerio de Industria y Energía a adoptar las disposiciones necesarias para el desarrollo del mismo, en cuanto al sistema para llevar a cabo los ingresos y su posterior aplicación a financiar los Planes de restauración, así como en lo relativo a las garantías que pueden exigirse para asegurar la ejecución de las labores de restauración cuando sea el titular de aprovechamiento o explotación quien deba llevar a efecto el Plan, aspecto que se desarrolla en la:

- Orden de 20 de noviembre de 1984 desarrollo del RD 2994/1982 de 15 de octubre, sobre restauración del espacio natural afectado por actividades mineras. (BOE nº 285 de 28 de noviembre de 1984, Mº de Industria y Energía)

Con posterioridad se ha legislado en relación con la seguridad que deben ofrecer las estructuras con el transcurso de la explotación minera. En concreto, con la promulgación del decreto que se menciona a continuación, se abordan aspectos relacionados con el tratamiento de las escombreras. Real Decreto 863/1985, de 2 de abril. Reglamento General de Normas Básicas sobre Seguridad Minera.

Existen otras disposiciones en materia de Evaluación de Impacto Ambiental y protección del Dominio Público Hidráulico, que en el ámbito de las actuaciones en materia de rehabilitación de escombreras, es conveniente tener en cuenta:

- Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación del Impacto Ambiental. BOE nº 155, de 30 de junio de 1986.
- Real Decreto 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental.
- Ley 6/2001, de 8 de mayo, de modificación del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental. BOE nº 111 de 9 de mayo de 2001.
- Real Decreto 1/2008, de 11 de enero, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos. BOE nº 23 de 26/1/2008.
- Real Decreto 9/2008, de 11 de enero, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril. BOE nº 14 miércoles 16 enero 2008

Y en cuanto a la disposición en materia de avales para la restauración minera:

- Orden 5282/2002 de 25 de julio. Avales para responder de la restauración del espacio natural de explotaciones mineras y depósitos de lodo.

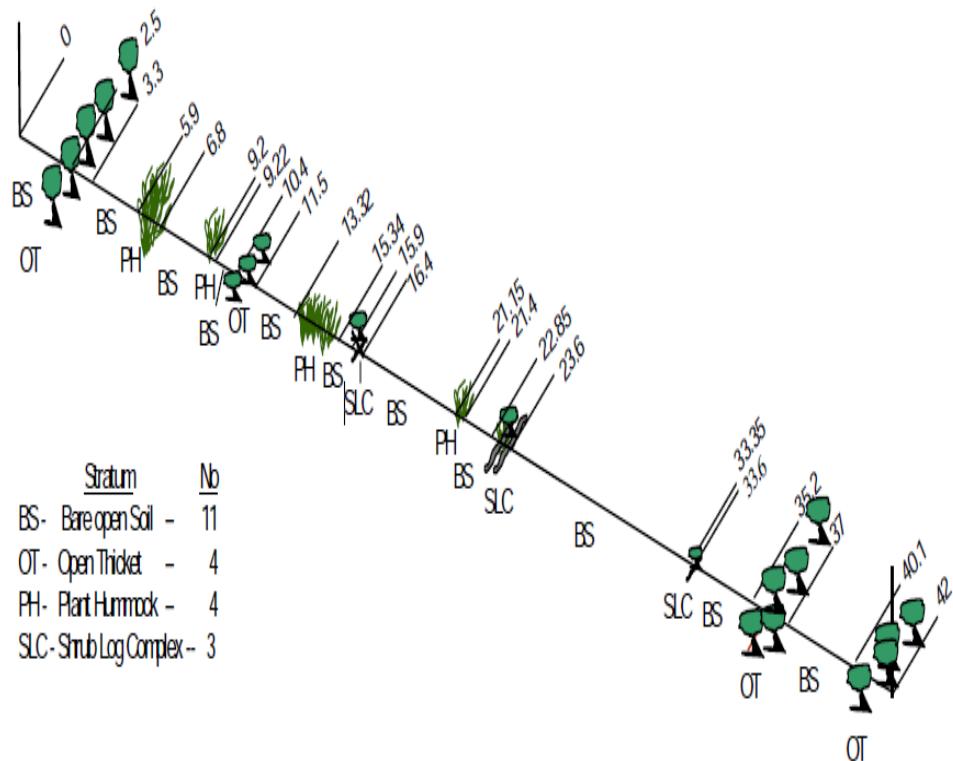
Recientemente se ha publicado en el BOE el Real Decreto 975/2009 de 12 de junio sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras, que transpone la directiva 2006/21/ce del Parlamento Europeo y del Consejo de la UE de 15 de marzo de 2006 sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas y por la que se modifica la Directiva 2004/35/CE que obliga a los Estados miembros a tomar todas las medidas necesarias para garantizar que los residuos de extracción se gestionen de un modo que no suponga peligro para la salud de las personas y sin utilizar procesos o métodos que puedan dañar el medio ambiente y, en particular, suponer riesgos para el agua, el aire, el suelo, la fauna o la flora, sin causar molestias debidas al ruido o los malos olores y sin afectar negativamente al paisaje ni a lugares que presenten un interés especial.

Como resumen podemos establecer de forma general que existe una legislación abundante y minuciosa en el ámbito de la rehabilitación de espacios degradados por las actividades mineras y en particular por la minería del carbón. Sin embargo, existen numerosas zonas afectadas que se encuentran en una situación de vacío legal y en la actualidad nadie se considera responsable o competente para intervenir en su rehabilitación.

8.3 Anexo 3

8.3.1 Metodología LFA

8.3.1.1 Ejemplo y ficha de trabajo para la caracterización de la organización del paisaje



Distance	Patch width (cm)	Patch/Inter-patch Identification	Notes
0			
2.5		BS	Bare open soil (inter-patch)
3.3	710	OT	Open Thicket (patch)
5.9		BS	
6.8	80	PH	Plant Hummock (patch)
9.2		BS	
9.22	10	PH	
10.4		BS	
11.5	130	OT	
13.32		BS	
15.34	10	PH	
15.9		BS	
16.4	105	SLC	Shrub Log Complex (patch)
21.15		BS	
21.4	30	PH	
22.85		BS	
23.6	105	SLC	
33.35		BS	
33.6	35	SLC	
35.2		BS	
37	650	OT	
40.1		BS	
42	200	OT	

8.3.1.2 Ficha de trabajo para la evaluación de los indicadores del suelo:

Tipo de unidad:

Indicador	Puntuación				
	1	2	3	4	5
Protección frente al golpeo de las gotas de lluvia					
Grado de cobertura perenne					
Basura orgánica					
Cryptogram cover					
Grado de fragmentación de la costa física					
Tipo y severidad de erosión					
Sedimentos					
Rugosidad de la capa superficial					
Naturaleza del suelo					
Test de humectación					
Textura					

8.3.1.3 Indicadores de las características del suelo

- **Protección frente al golpeo de gotas de lluvia:** Evaluar el porcentaje de la cobertura de vegetación perenne proyectada a una altura de 0,5 m. Además de rocas > 2 cm y material leñoso > 1 cm de diámetro o más, así como objetos inamovibles de larga vida. Estos objetos interceptan y rompen las gotas de lluvia, por lo que se produce menos erosión y costra física del suelo.
- **Cobertura vegetal perenne:** El objetivo es estimar la "cobertura basal" de la hierba perenne y / o la densidad del dosel de los árboles y arbustos.
- **Restos vegetales depositados:** Se refiere a los pastos anuales y herbáceas efímeras (tanto de pie como individual), así como hojas desprendidas, tallos, ramas, frutas, estiércol etc. La posición de la basura en el paisaje global también ayuda en la definición de parches fértiles. La acumulación de hojarasca está fuertemente relacionada con los elementos carbono, nitrógeno y otros almacenados en la capas superficiales del suelo y adquiridos por procesos de descomposición.

Hay tres propiedades de basura que deben ser evaluadas en el orden siguiente:

- La cubierta (en 10 clases) de acuerdo con la tabla.
- El origen: Local de (l) (ejemplo) = deriva de las plantas que crecen en una proximidad muy cercana a la zona de consulta y no muestra señales de transporte / depósito por el viento o el agua que fluye y transportado (t) (ejemplo) = tiene claros signos de haber sido desplazada.
- El grado de descomposición / incorporación en 4 clases:
 1. Descomposición Ninguna (n) (ejemplo): La basura se esparce libremente en la superficie con pocos signos de descomposición e incorporación.
 2. Descomposición leve (s) (ejemplo): Basura se descompone en pequeños fragmentos y están íntimamente en contacto con el suelo; algunos fragmentos pueden estar parcialmente enterrados.
 3. Descomposición moderada (m) (ejemplo): Aparición de varias capas distintas; algún ataque de los hongos es visible; la capa próxima al suelo está algo humificada; algunos oscurecimientos de la tierra a una profundidad de menos de 10 mm.
 4. Descomposición extensa (e) (ejemplo): Aparecen al menos 3 capas o etapas descomposición que van desde material fresco en la parte superior hasta las capas más humificadas (muy oscuro, sin fragmentos identificables).

- **Cobertura de criptógamas:** "Cryptogama" es un término genérico que incluye algas, hongos, líquenes, musgos y hepáticas. La fructificación de cuerpos de micorrizas se incluirían. Cuando éstos están presentes, indican que hay estabilidad en la superficie del suelo y niveles elevados de nutrientes disponibles en las capas superficiales del suelo.
- **Grado de fragmentación de la costra física:** Los suelos con costras físicas en buen estado son costras que son suaves y se ajusta a las suaves ondulaciones en la superficie del suelo. Este tipo de cortezas pierden poco material del suelo en un evento de escorrentía. Sin embargo, las cortezas se vuelven inestables, frágiles y fácilmente perturbadas por los animales de pastoreo y los materiales que estén disponibles para la erosión hídrica y eólica.
- **Tipo y grado de erosión de suelo:** Erosión en este contexto se refiere a la erosión acelerada causada por la interacción de la gestión y eventos climáticos.

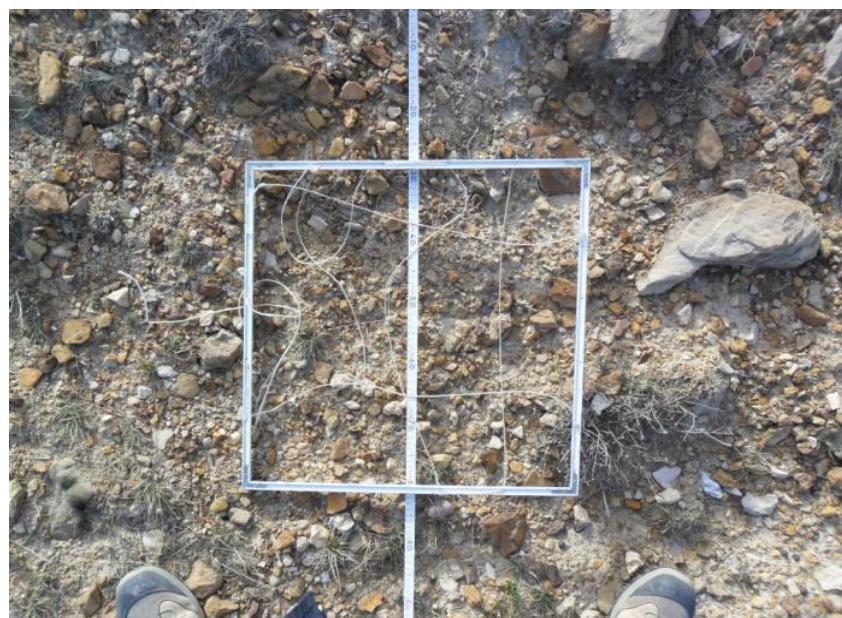
Cinco formas principales se describen a continuación:

- Surcos y cárcavas: Son canales cortados por el agua que fluye. Arroyuelos con menos de 300 mm de profundidad mientras que los barrancos son mayores de 300 mm de profundidad (McDonald et al). Pueden ser iniciadas por el agua que fluye y pastoreo. Su presencia es un signo seguro de que el agua fluye rápidamente fuera del paisaje. A menudo lleva a la vez hojarasca y suelo con él. Ellos están alineados aproximadamente con la pendiente máxima.
 - Terrazas: Son abruptas paredes de 1 a 10cm de altura, alineados con el contorno local . El material erosionado se deposita en un abanico aluvial.
 - Erosión laminar: Es la eliminación progresiva de capas muy finas de suelo a través de extensas áreas. A veces se confunde con el “scalding”, pero típicamente se asocia con suelos de texturas gradacionales o uniforme. Muchas superficies laminadas están cubiertas por capas de grava o piedra que quedan después de la erosión de material más fino, cuando en una etapa avanzada.
 - Scalding: Es el resultado de una pérdida masiva del material del horizonte A u horizonte B que son típicamente muy duros, cuando se seca y tienen muy bajas tasas de infiltración. Los “scalding” tienen un potencial productivo cero, y capacidad para incrementar la escorrentía. A menudo se encuentran en terrenos planos, aunque no exclusivamente.
 - Pedestalling: Es el resultado de la eliminación de suelo por la erosión de un área a una profundidad de por lo menos varios cm, que salen de las culatas de las plantas supervivientes sobre una columna de suelo por encima del nuevo nivel general de la paisaje. Raíces expuestas son un sello distintivo de esta forma la erosión. Esta es una señal de que el propio tipo de suelo es muy erosionable y que la pérdida de la vegetación en el paisaje fue precedida por la erosión, y al revés. A menudo se asocia con ambientes mineros.
-
- **Deposición de materiales (sedimentos):** El objetivo es evaluar la naturaleza y la cantidad de limo transportado y depositado. La presencia de suciedad y materiales en la zona de consulta indica la disponibilidad para el transporte de recursos procedentes de pendientes arriba en el paisaje y supone una cierta inestabilidad. Limos, arenas y gravas por lo general comprenden el aluvión. Los abanicos aluviales pueden llegar a ser bastante estables y productivos, en función de la tensión y la perturbación que se produce en la superficie. Un abanico aluvial puede convertirse en un parche productivo en poco tiempo si se producen las condiciones adecuadas de temporada.

- **Rugosidad de la superficie:** El objetivo es evaluar la rugosidad de la superficie por su capacidad para capturar y retener móvil recursos como el agua, propágulos, materia vegetal y orgánica.
- **Naturaleza del suelo (resistencia a la perturbación):** El objetivo es evaluar la facilidad con la cual el suelo puede ser perturbado mecánicamente para producir material disponible para la erosión por el viento o el agua.
- **Test de humectación:** La prueba se lleva a cabo mediante la inmersión en agua de fragmentos de suelo seco al aire de aproximadamente 1 cm y se observa la respuesta en un período de un minuto más o menos. Fragmentos del suelo que mantienen estables su cohesión cuando están mojados, implica un bajo potencial de erosión hídrica.
 - La calidad del agua es importante.
 - El agua salina es inadecuada.
 - La corteza del suelo debe permanecer más alta después de la inmersión
- **Textura**

8.3.2 Fotografías de cada tipo de parche/interparche

Calvero o suelo desnudo (BARE)



Roca (ROC)



Tapiz Herbáceo (TAPH)



Lolium perenne (LOL)



Dactylis glomerata (DAC)



Brahypodium ramosum (BRA)



Genista scorpius (GEN)



Santonina chamaecyparissus (SAN)



Thymus vulgaris (THY)



Medicago sativa (MED)



Quercus ilex (QUER)



Poa bulbosa (POA)



Rosal sp (ROS)



Pinus halepensis(PIN)



Asociación *Genista scorpius* y *Quercus ilex* (GEN-QUER)



8.3.3 Tablas de referencia de los indicadores

Protección frente al golpeo de las gotas lluvia al suelo

Projected Cover	Class	Interpretation	Image Reference
1% or less	1	No rainsplash protection	1-1 , 1-2 , 1-3
1 to 15%	2	Low rainsplash protection	2-1
15 to 30%	3	Moderate rainsplash protection	3-1 , 3-2
30 to 50%	4	High rainsplash protection	4-1
More than 50%	5	Very high rainsplash protection	5-1 , 5-2 , 5-3

Cobertura vegetal perenne

Basal and Canopy Cover	Class	Interpretation	Image Reference
1% or less	1	No below ground contribution	1-1, 1-2, 1-3, 1-4
1 to 10%	2	Low below ground contribution	2-1
10 to 20%	3	Moderate below ground contribution	3-1
More than 20%	4	High below ground contribution	4-1

Restos vegetales depositados

% Cover of plant litter	Class	Image Reference
<10	1	1-1, 1-2, 1-3
10-25	2	2-1
25-50	3	3-1, 3-2
50-75	4	4-1
75-100	5	5-1, 5-2
100 up to 20 mm thick	6	6-1
100, 21-70 mm thick	7	
100, 70-120 mm thick	8	
100, 120-170 mm thick	9	
100, > 170 mm thick	10	

Cobertura de criptogramas

Cryptogam Cover	Class	Interpretation	Figure Reference
Not applicable	0	No stable crust present	0-1, 0-2
1% or less	1	No contribution	1-1, 1-2
1 to 10%	2	Slight contribution	2-1
10 to 50%	3	Moderate contribution	3-1
More than 50%	4	Extensive contribution	4-1, 4-2, 4-3

Grado de fragmentación de la costra física

Crust Brokenness	Class	Image Reference
No crust present	0	0-1, 0-2
Crust present but extensively broken	1	1-1, 1-2, 1-3
Crust present but moderately broken	2	2-1, 2-2, 2-3, 2-4
Crust present but slightly broken	3	3-1, 3-2, 3-3, 3-4
Crust present but intact, smooth	4	4-1, 4-2, 4-3, 4-4

Tipo y grado de erosión del suelo

Severity	Insignificant (4)	Slight (3)	Moderate (2)	Severe (1)
Erosion Type	Image Ref.	Image Ref	Image Ref.	Image Ref.
Sheeting (E)	4-1, 4-2	3-1, 3-2, 3-3, 3-4		
Pedestal (P)				1-1, 1-2
Terracette (T)			2-1, 2-2, 2-3	3-1
Rill (R)			2-1, 2-2	3-1
Scalding (S)	-		-	1-1, 1-2

Deposición de materiales (sedimentos)

Deposited Material	Class	Image Reference
Extensive amount available Greater than 50% cover several cm deep	1	1-1
Moderate amount of material available 20 to 50% cover	2	2-1
Slight amount of material available. 5% to 20% cover	3	3-1, 3-2, 3-3
None or small amount of material available 0-5% cover	4	4-1

Rugosidad de la superficie del suelo

Surface roughness	Class	Image Reference
<3 mm relief in soil surface Smooth	1	1-1, 1-2, 1-3, 1-4
Shallow depressions 3-8 mm relief Low retention	2	2-1, 2-2, 2-3, 2-4, 2-5
Deeper depressions 8-25 mm, dense tusock grasslands Moderate retention	3	3-1
Deep depressions that have a visible base Large retention	4	4-1
Very deep depressions or cracks >100mm Extensive retention	5	5-1

Naturaleza del suelo (Resistencia a la perturbación)

Surface Nature	Class	Interpretation	Image reference
Non -brittle	5	Shows some "springiness" when pressed with finger, typically with A ₀ layer; or Surface is a self-mulching clay; or Surface has no physical crust and is under a dense perennial grass sward (i.e. not just an isolated plant).	5-1
Crust is very hard and brittle	4	Needs a metal implement to break the surface, forming amorphous fragments or powder. The sub-crust is also very hard, coherent and brittle.	4-1, 4-2
Moderately hard	3	Surface has a physical crust and moderately hard, needing a plastic tool (e.g. pen-top) to pierce, breaking into amorphous fragments or powder; the sub-crust is coherent.	3-1
Easily broken	2	Surface is easily penetrated with finger pressure (to about first knuckle joint). Surface may have a weak physical crust and sub-crust is non-coherent e.g. sandy.	2-1
Loose sandy surface	1	Surface is not crusted, easily penetrated by finger pressure to about second knuckle joint. Sub-surface is non-coherent.	1-1

Test de humectación

Observed Behaviour	Class	Interpretation	Figure Reference
Not Applicable	0	No Coherent fragments available e.g. sand	0-1
Very unstable	1	Fragment collapses in less than 5 seconds	1-1
Unstable	2	Fragment substantially collapses 5-10 seconds; a thin surface crust remains. >50% of the sub-crust material slumps	2-1, 2-2
Moderately stable	3	Surface crust remains intact with some slumping of the sub-crust but less than 50%	3-1, 3-2
Very stable	4	Whole fragment remains intact with no swelling	4-1

8.4.4 Coordenadas de los transectos

Las coordenadas de los transectos están descritas en el datum ETRS89 en la zona 30

Ladera	Transecto	Longitud	Latitud	X	Y
L1	1	0°50'23.12'' W	40°47'44.26`` N	682.246	4.518.315
	2	0°50'22.83'' W	40°47'44.14`` N	682.254	4.518.312
	3	0°50'22.45'' W	40°47'44.01`` N	682.262	4.518.308
	4	0°50'22.11'' W	40°47'44.84`` N	682.270	4.518.303
	5	0°50'21.77'' W	40°47'43.70`` N	682.278	4.518.299
	6	0°50'21.47'' W	40°47'43.53`` N	682.286	4.518.294
L2	1	0°50'22.81'' W	40°47'46.41`` N	682.252	4.518.382
	2	0°50'22.48'' W	40°47'46.22`` N	682.260	4.518.376
	3	0°50'22.12'' W	40°47'46.01`` N	682.268	4.518.370
	4	0°50'21.82'' W	40°47'45.84`` N	682.276	4.518.365
	5	0°50'21.46'' W	40°47'45.65`` N	682.284	4.518.359
	6	0°50'20.69'' W	40°47'45.29`` N	682.302	4.518.349
L3	1	0°50'21.24'' W	40°47'53.06`` N	682.284	4.518.588
	2	0°50'20.92'' W	40°47'53.06`` N	682.291	4.518.588
	3	0°50'20.56'' W	40°47'53.09`` N	682.300	4.518.589
	4	0°50'20.21'' W	40°47'53.15`` N	682.308	4.518.591
	5	0°50'19.85'' W	40°47'53.23`` N	682.316	4.518.594
	6	0°50'19.51'' W	40°47'53.32`` N	682.324	4.518.597
L4	1	0°50'25.66'' W	40°47'47.18`` N	682.185	4.518.404
	2	0°50'25.29'' W	40°47'47.17`` N	682.193	4.518.404
	3	0°50'24.97'' W	40°47'47.16`` N	682.201	4.518.404
	4	0°50'24.62'' W	40°47'47.12`` N	682.209	4.518.403
	5	0°50'24.27'' W	40°47'47.05`` N	682.217	4.518.401
	6	0°50'23.91'' W	40°47'46.96`` N	682.226	4.518.398
L5	1	0°51'40.86'' W	40°48'58.74`` N	680.368	4.520.568
	2	0°51'40.56'' W	40°48'59.09`` N	680.376	4.520.578
	3	0°51'40.24'' W	40°48'59.63`` N	680.382	4.520.595
	4	0°51'39.9`` W	40°48'59.93`` N	680.390	4.520.605
	5	0°51'39.56'' W	40°49'0.53`` N	680.398	4.520.624
	6	0°51'39.2`` W	40°49'0.97`` N	680.406	4.520.637
L6	1	0°51'48.48'' W	40°48'57.23`` N	680.192	4.520.517
	2	0°51'48.75'' W	40°48'57.75`` N	680.184	4.520.533
	3	0°51'49.01'' W	40°48'58.12`` N	680.178	4.520.544
	4	0°51'49.35'' W	40°48'58.43`` N	680.170	4.520.553
	5	0°51'49.67'' W	40°48'58.82`` N	680.162	4.520.565
	6	0°51'49.98'' W	40°48'59.22`` N	680.154	4.520.577
L7	1	0°53'21.73'' W	40°48'29.78`` N	678.027	4.519.617
	2	0°53'22.06'' W	40°48'29.79`` N	678.019	4.519.617
	3	0°53'22.40'' W	40°48'29.81`` N	678.011	4.519.618
	4	0°53'22.75'' W	40°48'29.83`` N	678.003	4.519.618
	5	0°53'23.1`` W	40°48'29.82`` N	677.995	4.519.618
	6	0°53'23.43'' W	40°48'29.81`` N	677.987	4.519.617

8.4 Anexo 4

8.4.1 Datos de los resultados del Índice de Infiltración, Estabilidad y Reciclaje de nutrientes para cada transecto y ladera:

- **Ladera 1**

Nº de transecto	II (%)	IE (%)	IRN (%)
1	18,4	52,1	16,5
2	19,8	45,2	13,9
3	18,5	38,9	11,8
4	17,5	50,2	15,1
5	19,6	49,1	14
6	18	45,5	14,6
Media	18,633	46,833	14,316

- **Ladera 2**

Nº de transecto	II (%)	IE (%)	IRN (%)
1	27,4	58,4	19,5
2	26,8	57,4	18,2
3	28,3	56,2	20
4	27,2	50,7	20,4
5	29,2	52,8	22,3
6	26,1	40,2	17,7
Media	27,5	52,616	19,683

- **Ladera 3**

Nº de transecto	II (%)	IE (%)	IRN (%)
1	40,3	61,1	29,7
2	37,6	59,3	25,1
3	39	60,9	27,3
4	40,7	62	29,7
5	38,3	58,8	26,4
6	33,6	56,9	21,7
Media	38,25	59,833	26,65

- **Ladera 4**

Nº de transecto	II (%)	IE (%)	IRN (%)
1	27,6	51,2	23,2
2	29,4	53,7	21,9
3	29,8	50,4	18,1
4	28,6	54,7	22,1
5	26,9	52,7	19,5
6	26,5	54,5	21,8
Media	28,133	52,866	21,1

- **Ladera 5**

Nº de transecto	II (%)	IE (%)	IRN (%)
1	25,6	39	12,9
2	24,6	37,4	11,3
3	23,2	36,5	11,1
4	21,9	40,7	12,5
5	21,6	40,5	11,9
6	16,5	42,5	11,4
Media	22,233	39,433	11,85

- **Ladera 6**

Nº de transecto	II (%)	IE (%)	IRN (%)
1	14,8	46,4	11,3
2	16,5	47,9	11,7
3	15,3	48,3	11
4	16,4	45,1	11,5
5	17,6	48,4	15,4
6	16,7	46,7	11,9
Media	16,216	47,133	12,133

- **Ladera 7**

Nº de transecto	II (%)	IE (%)	IRN (%)
1	33,9	59,2	28,7
2	29,2	58,9	25,4
3	30,2	61,6	28,3
4	32,5	61,5	28,3
5	31,8	58,2	26,1
6	30,7	58,6	26,7
Media	31,38333333	59,66666667	27,25

- **Laderas**

Ladera	II (%)	IE (%)	IRN (%)
L1	18,633	46,833	14,316
L2	27,5	52,616	19,683
L3	38,25	59,833	26,65
L4	28,133	52,866	21,1
L5	22,233	39,433	11,85
L6	16,216	47,133	12,133
L7	31,383	59,666	27,25

8.4.2 Datos de los resultados de la organización del paisaje para cada transecto y ladera:

- **Ladera 1:**

Transecto	1	2	3	4	5	6	Media
Nº de parches / 10m transecto	3	1,3	2	1	2	0,7	1,666
Distancia media de parches (m)	2,89	5,9	3,66	5,52	3,27	7,3	4,756
Índice Org Paisaje	0,04	0,02	0,27	0,45	0,02	0,03	0,138
Área total parches (s.q m)	0,1	0,1	0,2	3,7	0,1	0,5	0,783

- Ladera 2

Transecto	1	2	3	4	5	6	Media
Nº de parches / 10m transecto	10,7	8	9	10,7	8,3	3,7	8,4
Distancia media de parches (m)	0,37	0,81	0,65	0,6	0,86	2,22	0,918
Índice Org Paisaje	0,59	0,41	0,42	0,32	0,32	0,11	0,361
Área total parches (s.q m)	25,9	27	22,8	6,9	7	0,9	15,083

- Ladera 3

Transecto	1	2	3	4	5	6	Media
Nº de parches / 10m transecto	6,7	6,1	6,7	8	4,7	7,7	6,65
Distancia media de parches (m)	0,62	1,07	0,92	0,8	1,2	1,07	0,946
Índice Org Paisaje	0,58	0,39	0,51	0,47	0,48	0,32	0,458
Área total parches (s.q m)	20,9	37	47,3	12,7	25,4	6	24,883

- Ladera 4

Transecto	1	2	3	4	5	6	Media
Nº de parches / 10m transecto	6,7	4	4,4	4,5	5,6	7,3	5,416
Distancia media de parches (m)	1,18	1,68	2,25	1,5	1,19	0,91	1,451
Índice Org Paisaje	0,18	0,33	0,09	0,16	0,25	0,31	0,22
Área total parches (s.q m)	3,1	6,5	1,3	4,2	9	16,2	6,716

- Ladera 5

Transecto	1	2	3	4	5	6	Media
Nº de parches / 10m transecto	3,7	4,3	3,7	3,7	4,9	4	4,05
Distancia media de parches (m)	2,3	2,22	2,36	2,34	2,68	2,2	2,35
Índice Org Paisaje	0,08	0,04	0,05	0,06	0,09	0,05	0,06
Área total parches (s.q m)	0,4	0,2	0,5	0,6	0,7	0,5	0,483

- Ladera 6

Transecto	1	2	3	4	5	6	Media
Nº de parches / 10m transecto	2,7	4,7	3,3	4	2,7	2,7	3,35
Distancia media de parches (m)	3,24	1,85	2,64	2,21	3,66	2,91	2,751
Índice Org Paisaje	0,02	0,07	0,03	0,04	0,03	0,02	0,035
Área total parches (s.q m)	0,1	0,4	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1833

- Ladera 7

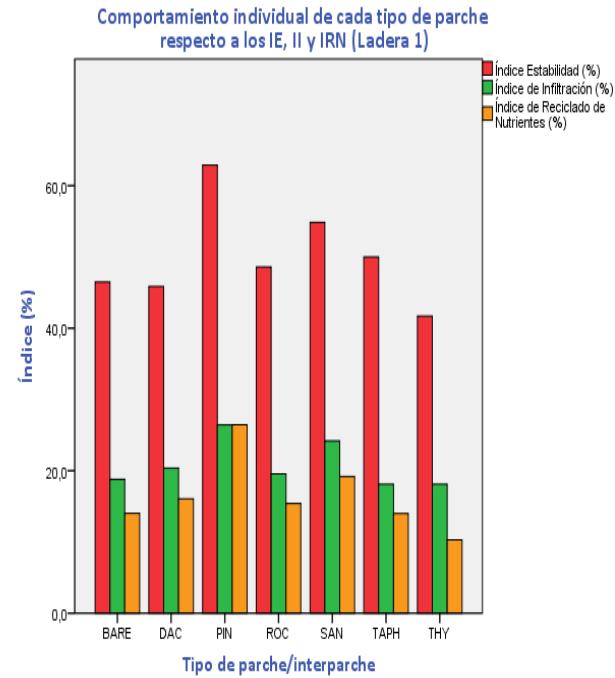
Transecto	1	2	3	4	5	6	Media
Nº de parches / 10m transecto	5,7	6	8,3	4	6,1	3,7	5,633
Distancia media de parches (m)	1,06	1,1	1,06	1,05	0,99	1,26	1,086
Índice Org Paisaje	0,29	0,19	0,33	0,48	0,37	0,37	0,338
Área total parches (s.q m)	4	2	3,1	18,6	15,2	30	12,15

- Laderas

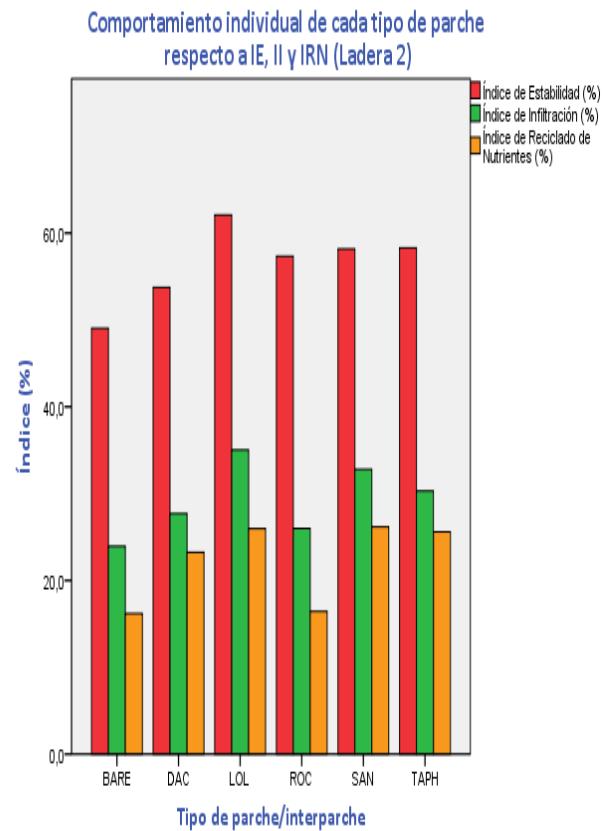
Ladera	1	2	3	4	5	6	7
Nº de parches / 10m transecto	1,666	8,4	6,65	5,416	4,05	3,35	5,633
Distancia media de parches (m)	4,756	0,9183	0,946	1,451	2,35	2,751	1,086
Índice Org Paisaje	0,138	0,362	0,458	0,22	0,062	0,035	0,338
Área total parches (s.q m)	0,783	15,08	24,88	6,717	0,483	0,183	12,15

8.4.3 Datos y resultados del comportamiento individual de cada tipo de parche/interparche respecto al IE, II Y IRN:

Ladera 1				
Tipo de parche/interparche		IE (%)	II (%)	IRN (%)
BARE	Media	46,483	18,800	14,017
	N	6	6	6
	Desv. típ.	4,8656	2,1204	1,4049
DAC	Media	45,867	20,367	16,067
	N	6	6	6
	Desv. típ.	6,6620	2,0656	1,4208
PIN	Media	62,867	26,433	26,467
	N	3	3	3
	Desv. típ.	3,6638	3,3486	1,5011
ROC	Media	48,600	19,550	15,400
	N	2	2	2
	Desv. típ.	5,9397	2,8991	,0000
SAN	Media	54,850	24,200	19,200
	N	2	2	2
	Desv. típ.	2,8991	1,2728	1,8385
TAPH	Media	50,000	18,100	14,000
	N	1	1	1
	Desv. típ.	.	.	.
THY	Media	41,700	18,100	10,300
	N	1	1	1
	Desv. típ.	.	.	.

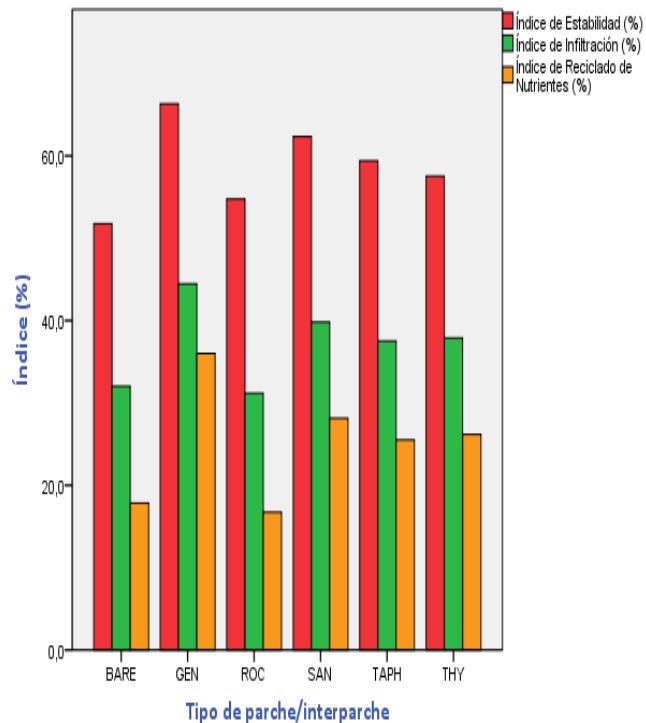


Ladera 2				
Tipo de parche/interparche		IE (%)	II (%)	IRN (%)
BARE	Media	49,033	23,933	16,200
	N	6	6	6
	Desv. típ.	5,5773	1,6872	1,5710
DAC	Media	53,750	27,700	23,250
	N	2	2	2
	Desv. típ.	5,3033	3,6770	3,3234
LOL	Media	62,080	35,040	25,960
	N	5	5	5
	Desv. típ.	5,3134	1,9882	2,6978
ROC	Media	57,340	26,000	16,440
	N	5	5	5
	Desv. típ.	4,9420	1,7790	4,3810
SAN	Media	58,183	32,800	26,167
	N	6	6	6
	Desv. típ.	5,4242	2,9114	2,0285
TAPH	Media	58,300	30,300	25,600
	N	1	1	1
	Desv. típ.	.	.	.



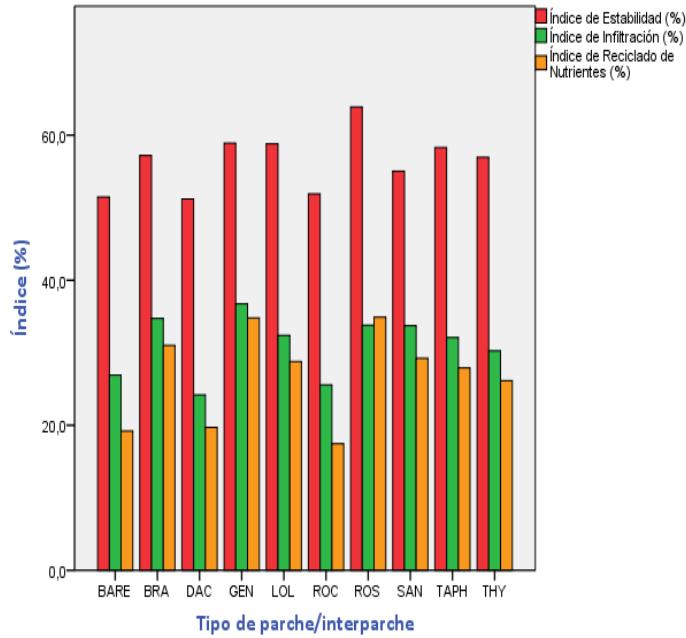
Ladera 3				
Tipo de parche/interparche	IE (%)	II (%)	IRN (%)	
BARE	Media	51,767	32,033	17,850
	N	6	6	6
	Desv. tip.	2,9255	1,4665	2,2678
GEN	Media	66,317	44,450	36,017
	N	6	6	6
	Desv. tip.	1,2545	1,5359	1,7982
ROC	Media	54,750	31,183	16,733
	N	6	6	6
	Desv. tip.	2,7862	3,9534	2,6227
SAN	Media	62,333	39,817	28,133
	N	6	6	6
	Desv. tip.	1,4052	1,1754	2,4590
TAPH	Media	59,400	37,500	25,517
	N	6	6	6
	Desv. tip.	4,6299	3,5513	5,1008
THY	Media	57,540	37,900	26,180
	N	5	5	5
	Desv. tip.	3,1302	2,2271	3,6169

Comportamiento individual de cada tipo de parche respecto al IE, II y IRN (Ladera 3)



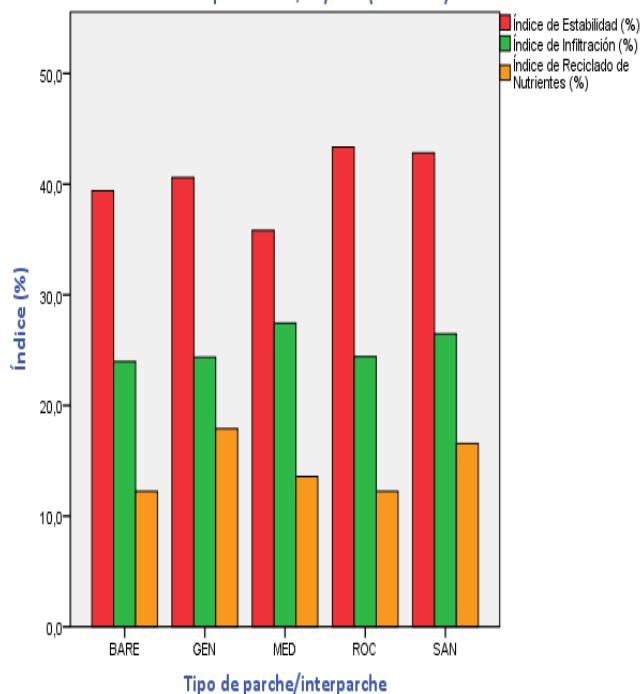
Ladera 4				
Tipo de parche/interparche	IE (%)	II (%)	IRN (%)	
BARE	Media	51,467	26,917	19,200
	N	6	6	6
	Desv. Tip.	1,9593	1,7360	1,7855
BRA	Media	57,200	34,733	31,017
	N	6	6	6
	Desv. Tip.	6,7673	3,3357	2,6985
DAC	Media	51,200	24,200	19,700
	N	1	1	1
	Desv. Tip.	-	-	-
GEN	Media	58,900	36,733	34,800
	N	3	3	3
	Desv. Tip.	2,9103	,9815	2,3000
LOL	Media	58,800	32,400	28,780
	N	5	5	5
	Desv. Tip.	1,7117	,7842	1,0918
ROC	Media	51,900	25,575	17,450
	N	4	4	4
	Desv. Tip.	3,5646	4,1484	2,5632
ROS	Media	63,900	33,800	34,900
	N	1	1	1
	Desv. Tip.	.	.	.
SAN	Media	55,050	33,717	29,250
	N	6	6	6
	Desv. Tip.	2,2492	3,0818	1,2708
TAPH	Media	58,300	32,100	27,900
	N	1	1	1
	Desv. Tip.	.	.	.
THY	Media	56,933	30,267	26,167
	N	6	6	6
	Desv. Tip.	4,3546	1,9211	3,0257

Comportamiento individual de cada tipo de parche respecto al IE, II y IRN (Ladera 4)



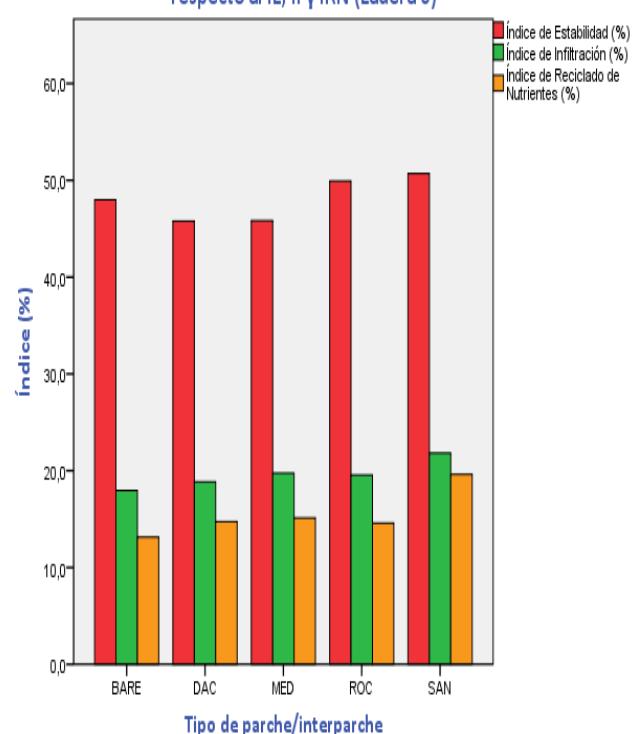
Ladera 5				
Tipo de parche/interparche		IE (%)	II (%)	IRN (%)
BARE	Media	39,400	23,975	12,250
	N	6	6	6
	Desv. típ.	2,0746	3,3600	1,0968
GEN	Media	40,600	24,350	17,900
	N	2	2	2
	Desv. típ.	8,9095	1,4849	3,6770
MED	Media	35,825	27,450	13,575
	N	4	4	4
	Desv. típ.	1,3401	1,4480	1,1843
ROC	Media	43,350	24,417	12,250
	N	6	6	6
	Desv. típ.	5,5745	2,9695	2,0734
SAN	Media	42,817	26,483	16,567
	N	6	6	6
	Desv. típ.	2,7989	2,6423	1,0764

Comportamiento individual de cada tipo de parche respecto al IE, II y IRN (Ladera 5)



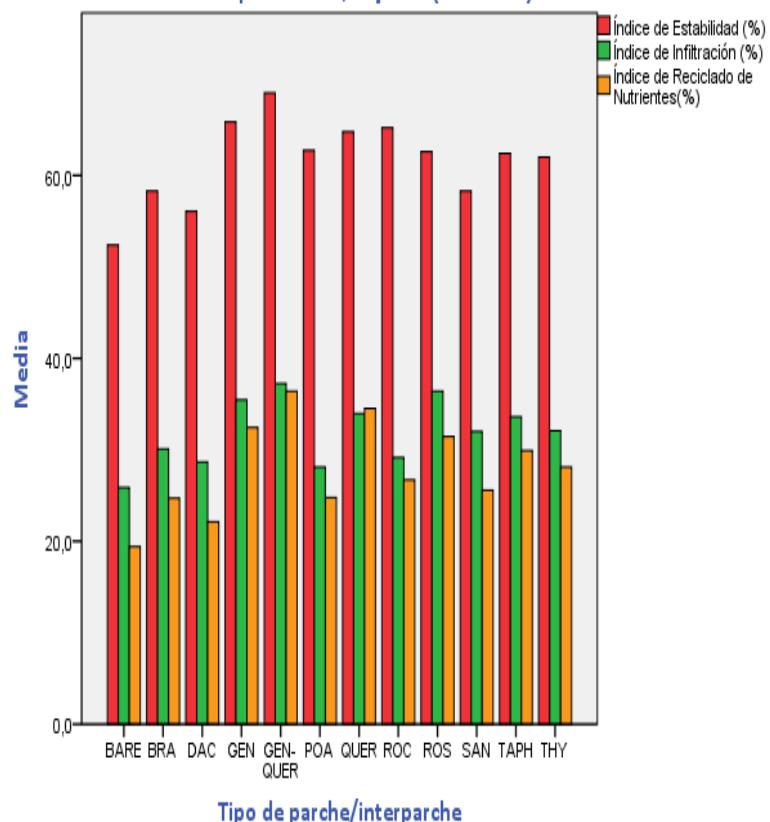
Ladera 6				
Tipo de parche/interparche		IE (%)	II (%)	IRN (%)
BARE	Media	47,983	17,950	13,150
	N	6	6	6
	Desv. típ.	1,0944	2,2713	1,4405
DAC	Media	45,800	18,850	14,750
	N	2	2	2
	Desv. típ.	1,9799	,6364	,9192
MED	Media	45,833	19,750	15,133
	N	6	6	6
	Desv. típ.	1,6645	1,5934	1,6633
ROC	Media	49,920	19,560	14,600
	N	5	5	5
	Desv. típ.	3,5117	2,4745	3,3459
SAN	Media	50,700	21,817	19,617
	N	6	6	6
	Desv. típ.	3,1164	1,6290	1,7826

Comportamiento individual de cada tipo de parche respecto al IE, II y IRN (Ladera 6)



Ladera 7				
Tipo de parche/interparche		IE (%)	II (%)	IRN (%)
BARE	Media	52,383	25,867	19,400
	N	6	6	6
	Desv. Típ.	3,0453	1,5029	1,5543
BRA	Media	58,300	30,100	24,700
	N	1	1	1
	Desv. Típ.	.	.	.
DAC	Media	56,067	28,667	22,133
	N	3	3	3
	Desv. Típ.	4,2922	,6658	1,9858
GEN	Media	65,850	35,467	32,433
	N	6	6	6
	Desv. Típ.	2,5540	2,1796	2,8640
GEN-QUER	Media	69,017	37,250	36,400
	N	6	6	6
	Desv. Típ.	3,8395	3,5258	5,1660
POA	Media	62,733	28,100	24,767
	N	3	3	3
	Desv. Típ.	2,7574	4,6508	6,4508
QUER	Media	64,767	33,967	34,533
	N	3	3	3
	Desv. Típ.	9,0390	1,0504	4,6436
ROC	Media	65,200	29,150	26,700
	N	2	2	2
	Desv. Típ.	1,8799	11,5258	11,4551
ROS	Media	62,600	36,400	31,450
	N	2	2	2
	Desv. Típ.	1,6971	3,6770	4,7376
SAN	Media	58,300	32,000	25,600
	N	1	1	1
	Desv. Típ.	.	.	.
TAPH	Media	62,417	33,617	29,917
	N	6	6	6
	Desv. Típ.	2,9294	3,2664	2,6581
THY	Media	62,000	32,080	28,100
	N	5	5	5
	Desv. Típ.	3,9585	2,5094	2,1366

Comportamiento individual de cada tipo de parche respecto al IE, II y IRN (Ladera 7)



8.4.4 Contribución (%) de cada parche/interparche individual al IE, II, IRN

Ladera 1											
Contribución (%) para el Índice de Estabilidad			Contribución (%) para el Índice de Infiltración			Contribución (%) para el Índice de Reciclado Nutrientes					
Tipo de parche/interparche	Media de la contribución (%)	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.
BARE	83,349	6	18,3076	BARE	85,925	6	18,6089	BARE	83,001	6	17,5391
DAC	,903	6	,9210	DAC	1,072	6	1,1771	DAC	,978	6	,9196
PIN	2,386	3	,9284	PIN	2,934	3	1,3703	PIN	3,476	3	1,5426
ROC	22,421	2	31,1691	ROC	21,435	2	29,7644	ROC	21,724	2	30,1085
SAN	1,074	2	,5626	SAN	1,162	2	,4472	SAN	1,220	2	,7023
TAPH	10,630	1	.	TAPH	11,043	1	.	TAPH	9,845	1	.
THY	27,495	1	.	THY	25,033	1	.	THY	22,284	1	.

Ladera 2

Contribución (%) para el Índice de Estabilidad				Contribución (%) para el Índice de Infiltración				Contribución (%) para el Índice de Reciclado Nutrientes			
Tipo de parche/interparche	Media de la contribución (%)	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.
BARE	57,971	6	15,9500	BARE	54,948	6	17,3922	BARE	52,114	6	16,7937
DAC	4,561	2	5,1105	DAC	4,324	2	4,6483	DAC	5,032	2	5,4954
LOL	20,281	5	10,3103	LOL	22,059	5	11,3068	LOL	22,538	5	10,3955
ROC	,749	5	,8131	ROC	,678	5	,7725	ROC	,545	5	,5104
SAN	21,202	6	9,1155	SAN	22,992	6	10,4270	SAN	25,126	6	10,6288
TAPH	10,689	1	.	TAPH	10,029	1	.	TAPH	11,079	1	.

Ladera 3

Contribución (%) para el Índice de Estabilidad				Contribución (%) para el Índice de Infiltración				Contribución (%) para el Índice de Reciclado Nutrientes			
Tipo de parche/interparche	Media de la contribución (%)	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.
BARE	20,329	6	16,9008	BARE	19,318	6	15,5634	BARE	15,609	6	12,8511
GEN	33,048	6	9,3442	GEN	34,613	6	9,7542	GEN	39,543	6	10,5635
ROC	3,352	6	1,6029	ROC	2,966	6	1,3037	ROC	2,257	6	,8220
SAN	10,358	6	3,9908	SAN	10,369	6	4,0480	SAN	10,718	6	4,1173
TAPH	30,617	6	13,3968	TAPH	30,283	6	13,3807	TAPH	29,350	6	12,6160
THY	2,665	5	2,5234	THY	2,850	5	2,7669	THY	2,942	5	3,0015

Ladera 4

Contribución (%) para el Índice de Estabilidad				Contribución (%) para el Índice de Infiltración				Contribución (%) para el Índice de Reciclado Nutrientes			
Tipo de parche/interparche	Media de la contribución (%)	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.
ALI	,000	1	.	ALI	,000	1	.	ALI	,000	1	.
BARE	75,434	6	9,8276	BARE	74,141	6	9,9482	BARE	70,591	6	10,2018
BRAQ	3,362	6	3,8972	BRAQ	3,568	6	3,9753	BRAQ	4,186	6	4,5614
DAC	3,938	1	.	DAC	3,639	1	.	DAC	4,102	1	.
GEN	3,354	2	1,1605	GEN	3,797	2	,9107	GEN	4,475	2	1,3792
LOL	9,282	5	6,9049	LOL	9,732	5	7,4781	LOL	11,277	5	8,1618
ROC	1,292	4	1,0437	ROC	1,121	4	,7896	ROC	,998	4	,7504
ROS	,000	1	.	ROS	,000	1	.	ROS	,000	1	.
SAN	6,396	6	5,1025	SAN	7,233	6	5,3775	SAN	8,275	6	6,0124
TAPH	6,460	1	.	TAPH	6,580	1	.	TAPH	6,801	1	.
THY	3,361	6	3,9900	THY	3,232	6	3,5627	THY	3,576	6	3,9157

Ladera 5

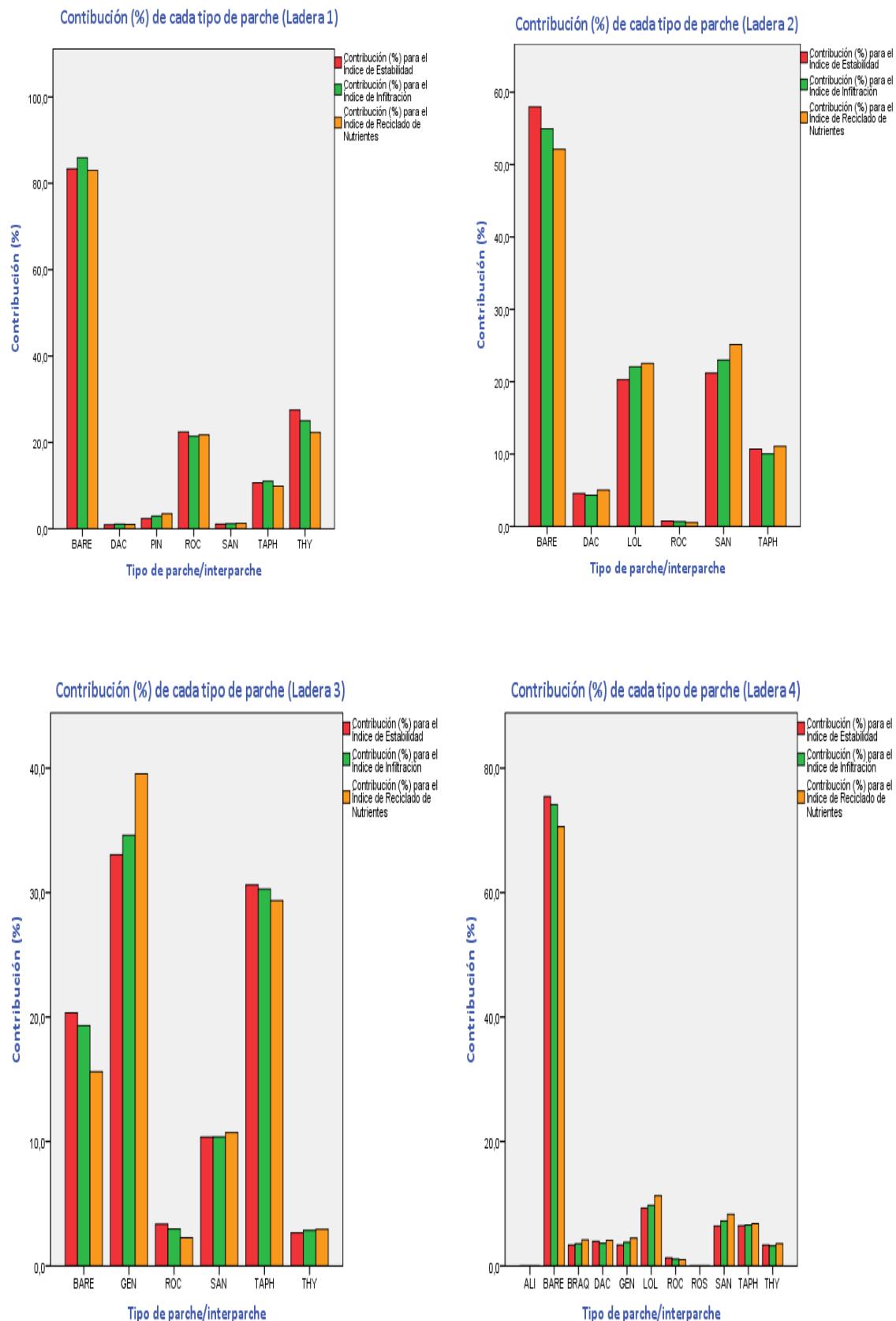
Contribución (%) para el Índice de Estabilidad				Contribución (%) para el Índice de Infiltración				Contribución (%) para el Índice de Reciclado Nutrientes			
Tipo de parche/interparche	Media de la contribución (%)	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.
BARE	93,278	6	1,8696	BARE	93,370	6	1,8710	BARE	92,698	6	1,9222
GEN	,715	2	,8124	GEN	,864	2	,9960	GEN	1,055	2	1,2238
MED	1,056	4	1,4827	MED	1,166	4	1,5715	MED	1,120	4	1,4759
ROC	3,084	6	1,7786	ROC	2,819	6	1,6281	ROC	2,802	6	1,6479
SAN	2,409	6	1,3954	SAN	2,469	6	1,4146	SAN	3,036	6	1,8656

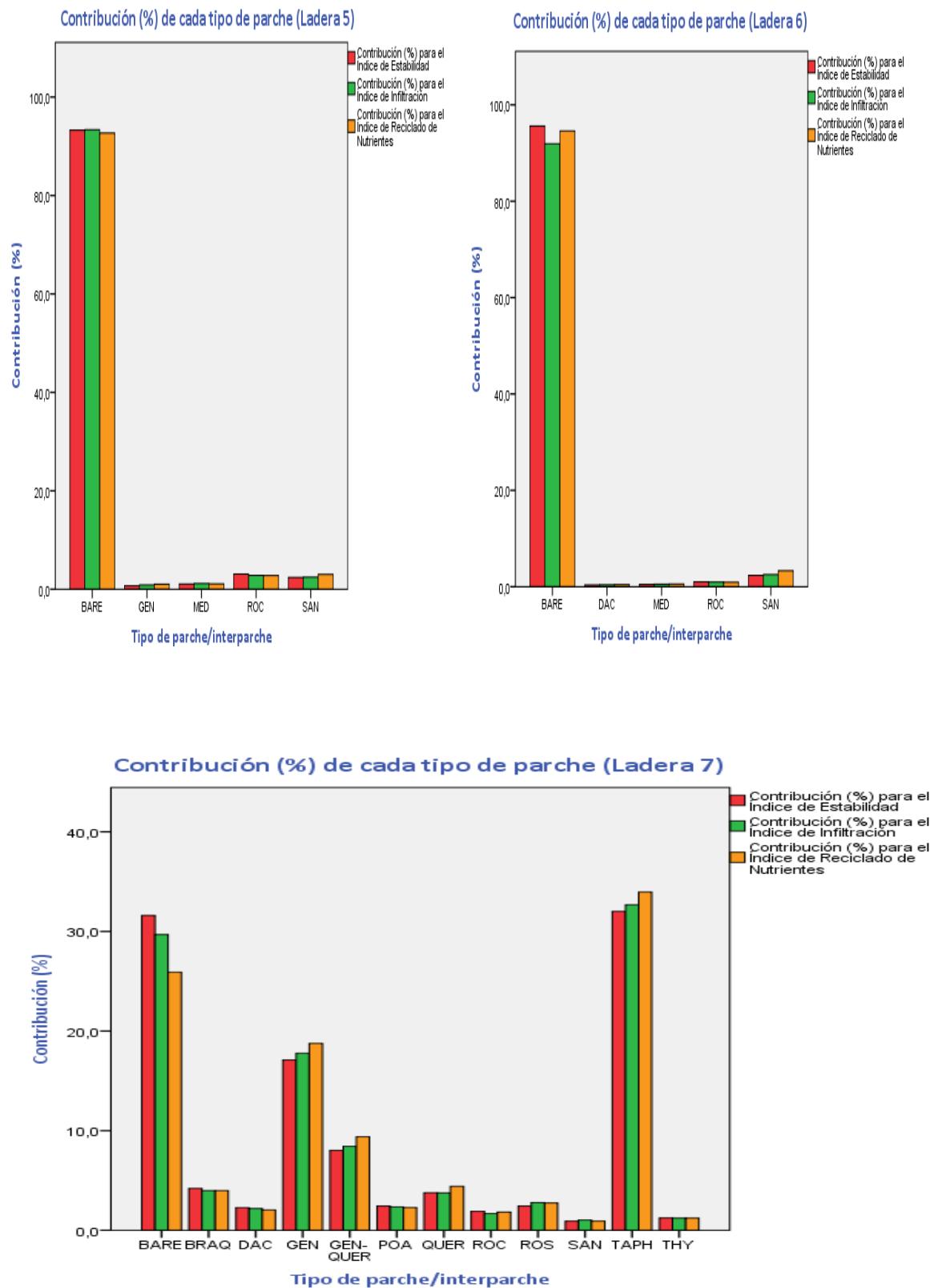
Ladera 6

Contribución (%) para el Índice de Estabilidad				Contribución (%) para el Índice de Infiltración				Contribución (%) para el Índice de Reciclado Nutrientes			
Tipo de parche/interparche	Media de la contribución (%)	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.
BARE	95,611	6	2,7766	BARE	91,928	6	10,4279	BARE	94,592	6	3,3470
DAC	,371	2	,0929	DAC	,395	2	,1160	DAC	,432	2	,1242
MED	,470	6	,1929	MED	,520	6	,2026	MED	,566	6	,2486
ROC	,992	5	,5768	ROC	,954	5	,5496	ROC	,934	5	,5771
SAN	2,363	6	1,9328	SAN	2,521	6	2,0134	SAN	3,322	6	2,5882

Ladera 7

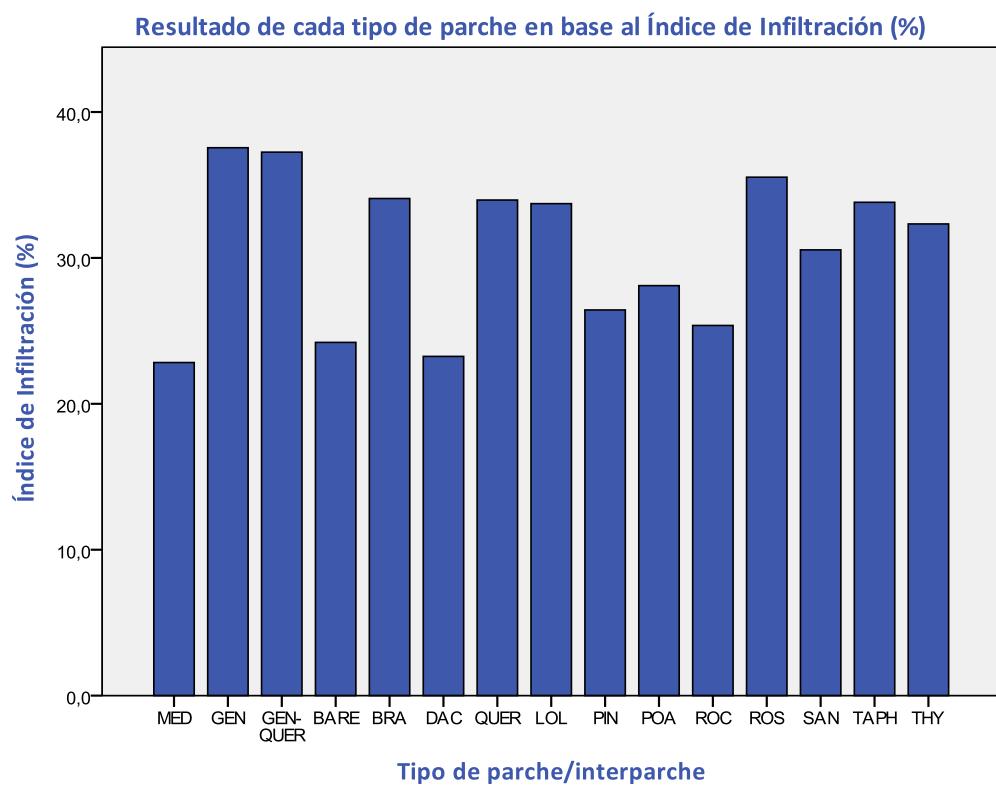
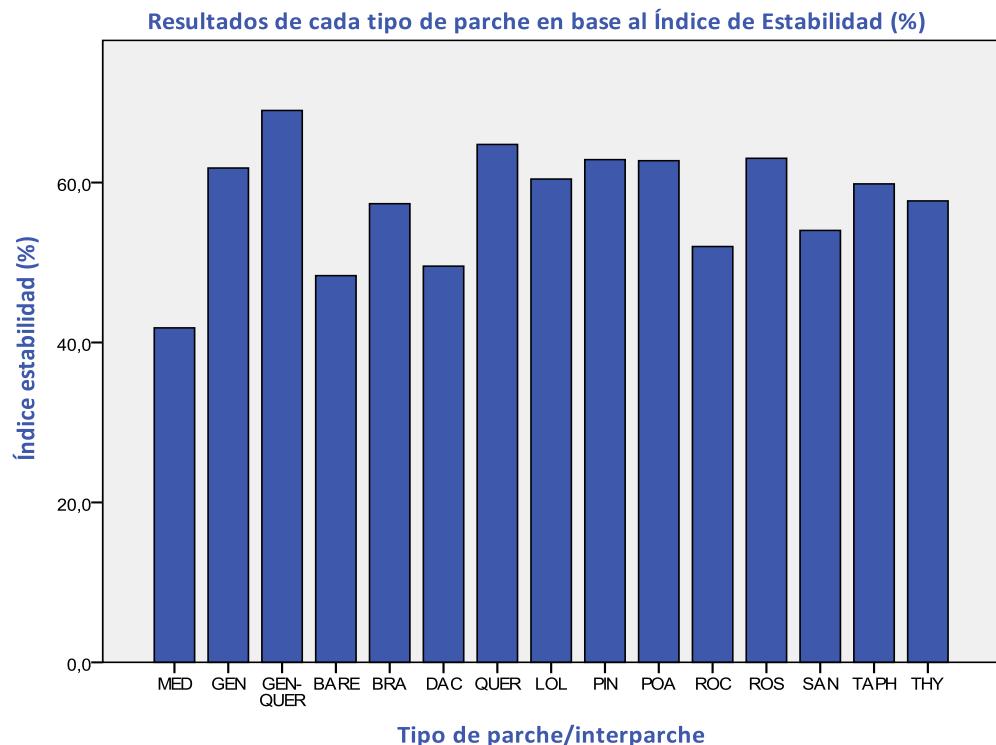
Contribución (%) para el Índice de Estabilidad				Contribución (%) para el Índice de Infiltración				Contribución (%) para el Índice de Reciclado Nutrientes			
Tipo de parche/interparche	Media de la contribución (%)	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.	Tipo de parche/interparche	Media	N	Desv. típ.
BARE	31,600	6	8,8416	BARE	29,697	6	8,3408	BARE	25,910	6	7,6225
BRAQ	4,210	1	.	BRAQ	3,988	1	.	BRAQ	3,987	1	.
DAC	2,265	3	1,9935	DAC	2,186	3	1,8621	DAC	2,043	3	1,8151
GEN	17,085	6	12,2191	GEN	17,780	6	12,9697	GEN	18,768	6	13,2517
GEN-QUER	8,024	6	5,8522	GEN-QUER	8,418	6	6,4959	GEN-QUER	9,391	6	6,9539
POA	2,434	3	2,8243	POA	2,356	3	2,9963	POA	2,289	3	2,8297
QUER	3,772	3	1,4499	QUER	3,754	3	1,5038	QUER	4,416	3	2,0162
ROC	1,895	2	1,1952	ROC	1,687	2	1,4002	ROC	1,831	2	1,5892
ROS	2,433	2	,4794	ROS	2,783	2	,6034	ROS	2,737	2	,7804
SAN	,915	1	.	SAN	1,028	1	.	SAN	,914	1	.
TAPH	32,012	6	6,3624	TAPH	32,678	6	5,8746	TAPH	33,953	6	7,1198
THY	1,236	5	1,0659	THY	1,224	5	1,0818	THY	1,233	5	1,0520

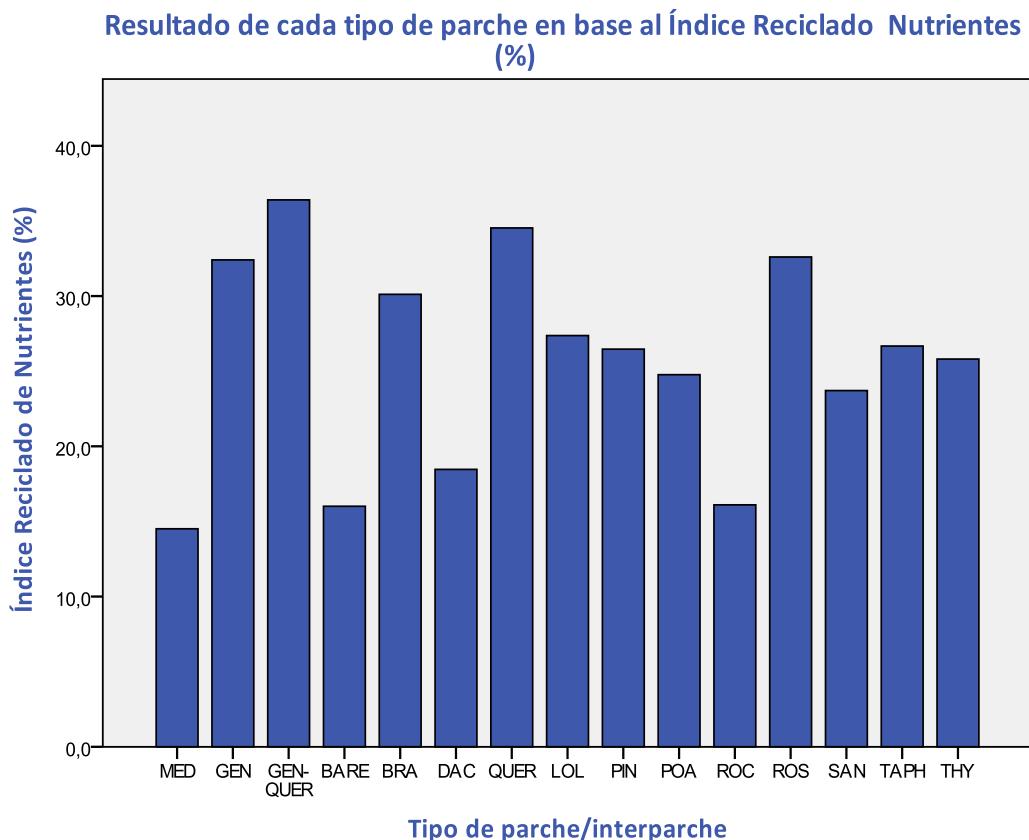




8.4.5 Caracterización de cada tipo de parche/interparche en base a los índices funcionales del paisaje

(A)





8.4.6 Datos y resultados del análisis Kruskal-Wallis

Índices - Laderas

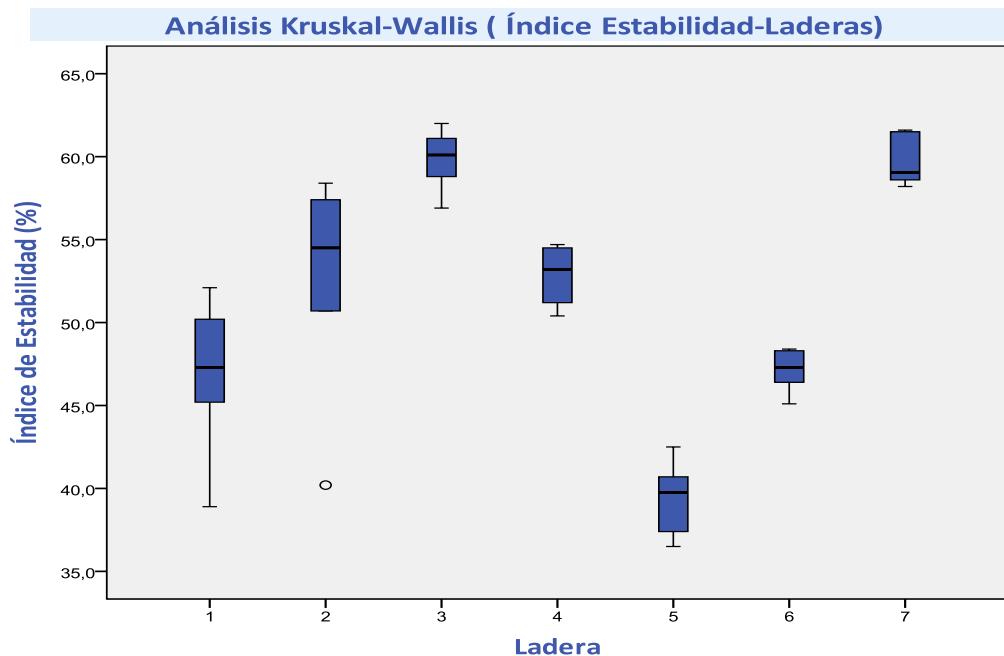
- Índice Estabilidad-Laderas

Rangos			
Ladera	N	Rango promedio	
Índice estabilidad (%)	1	6	13,50
	2	6	23,17
	3	6	36,50
	4	6	23,50
	5	6	4,67
	6	6	13,17
	7	6	36,00
Total	42		

Estadísticos de contraste ^{a,b}	
	Índice estabilidad (%)
Chi-cuadrado	34,239
gl	6
Sig. Asintót.	,000

a. Prueba de Kruskal-Wallis

b. Variable de agrupación:
Ladera



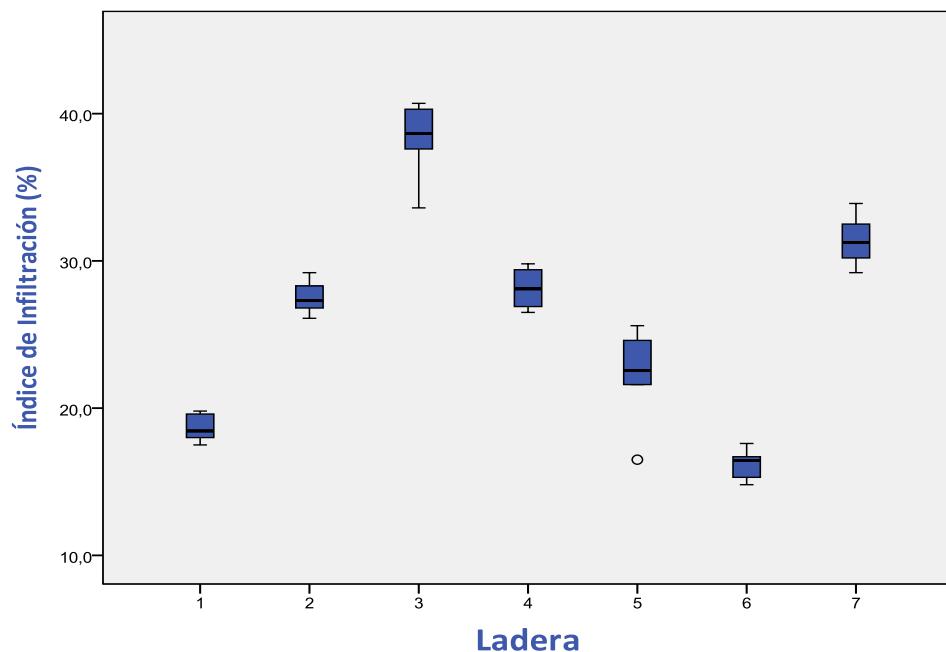
- Índice Infiltración-Laderas

Rangos

	Ladera	N	Rango promedio	
Índice de infiltración	1	6	10,33	Estadísticos de contraste ^{a,b}
	2	6	23,58	
	3	6	39,33	
	4	6	25,83	
	5	6	14,08	
	6	6	4,08	
	7	6	33,25	
	Total	42		

a. Prueba de Kruskal-Wallis
b. Variable de agrupación: Ladera

Análisis Kruskal-Wallis (Índice de Infiltración-Laderas)



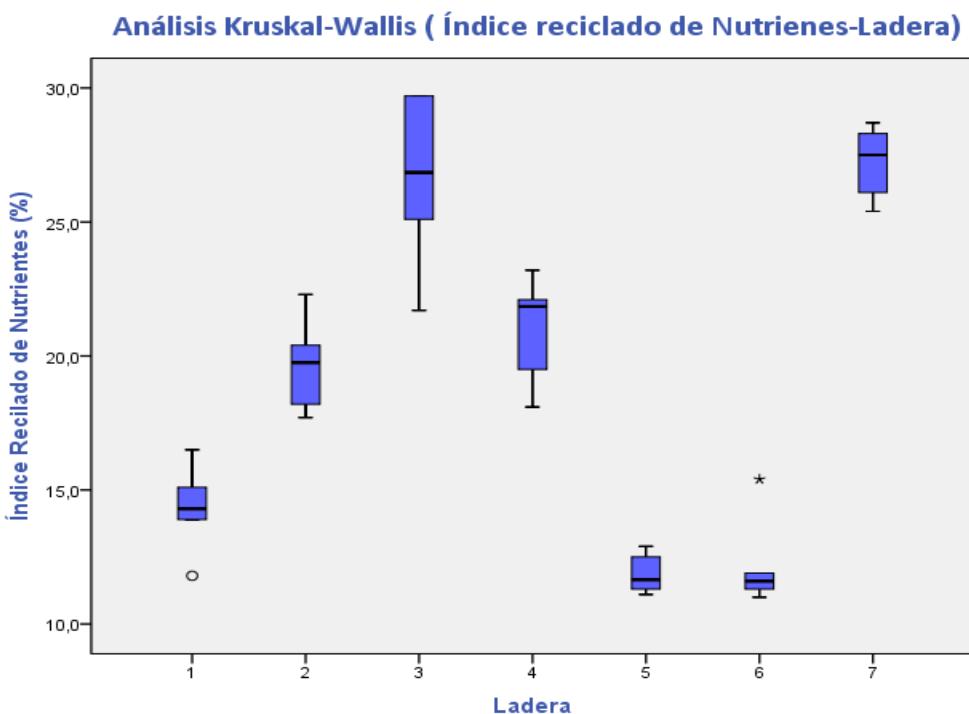
- Índice de Reciclaje de Nutrientes-Laderas

Rangos			
Ladera	N	Rango promedio	
Nutrientes 1	6	14,00	
2	6	23,58	
3	6	35,50	
4	6	26,25	
5	6	7,17	
6	6	7,33	
7	6	36,67	
Total	42		

Estadísticos de contraste ^{a,b}	
	Nutrientes
Chi-cuadrado	36,506
gl	6
Sig. Asintót.	,000

a. Prueba de Kruskal-Wallis

b. Variable de agrupación:
Ladera

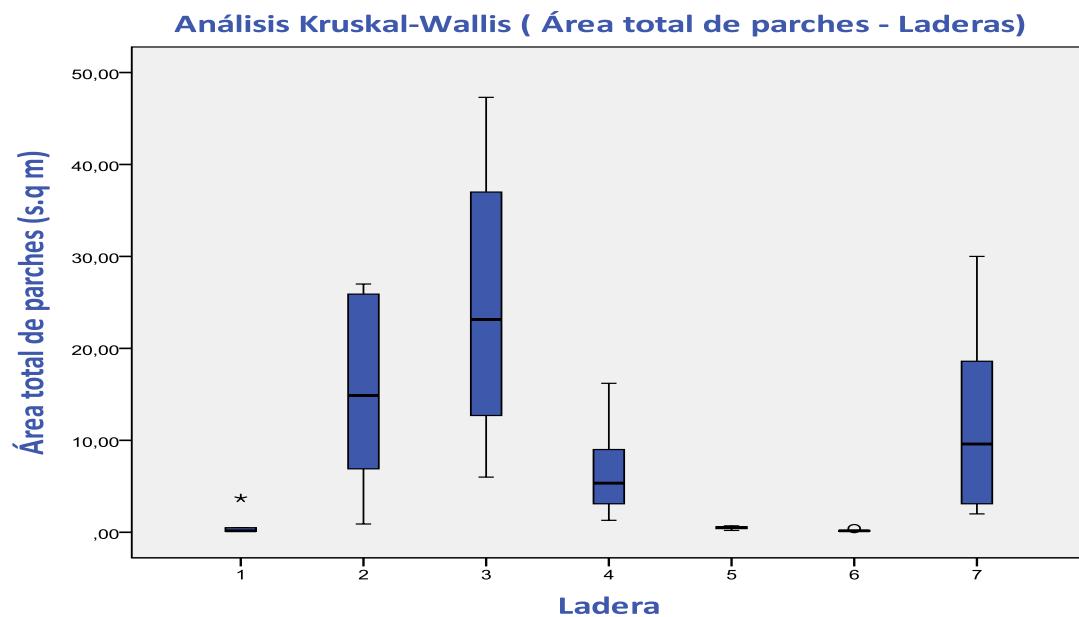


Organización del Paisaje-Laderas

- Área total de parches-Laderas

Rangos			
Ladera	N	Rango promedio	Estadísticos de contraste ^{a,b}
Área total de parches	1	6	9,33
	2	6	31,33
	3	6	35,33
	4	6	25,92
	5	6	13,50
	6	6	6,50
	7	6	28,58
Total	42		

a. Prueba de Kruskal-Wallis
b. Variable de agrupación: Ladera



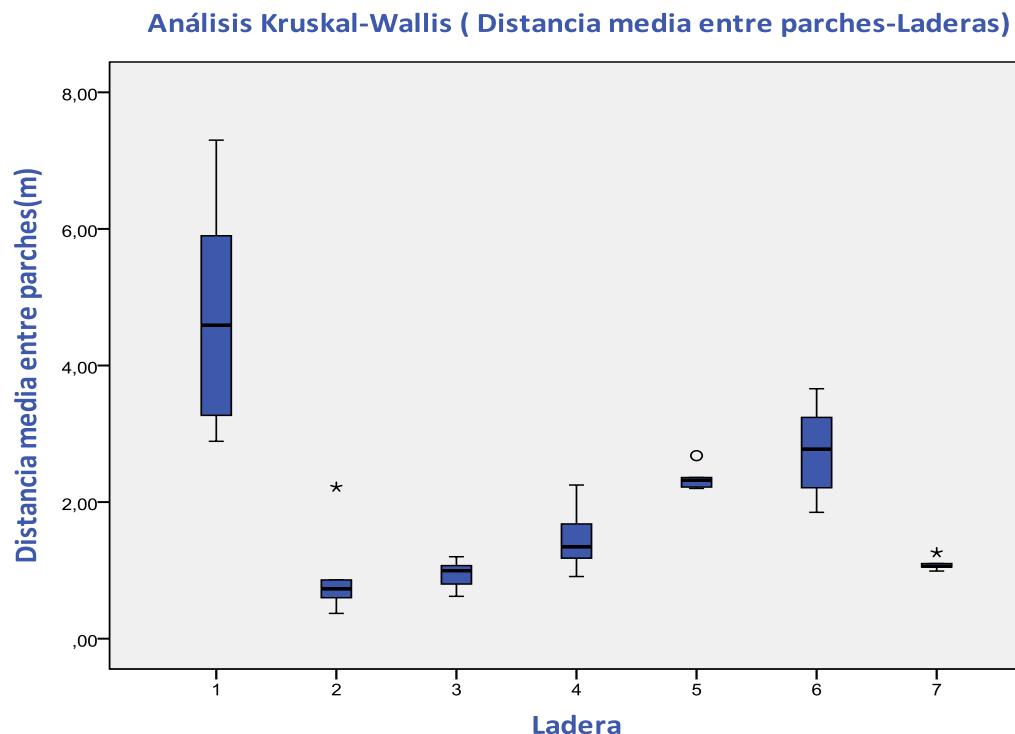
- Distancia media entre parches-Laderas

Rangos			
	Ladera	N	Rango promedio
Dist Med entre parches	1	6	38,75
	2	6	7,75
	3	6	10,83
	4	6	19,00
	5	6	28,92
	6	6	31,58
	7	6	13,67
	Total	42	

Estadísticos de contraste ^{a,b}	
	Distancia media entre parches
Chi-cuadrado	32,889
gl	6
Sig. Asintót.	,000

a. Prueba de Kruskal-Wallis

b. Variable de agrupación:
Ladera



- Índice Organización del Paisaje-Laderas

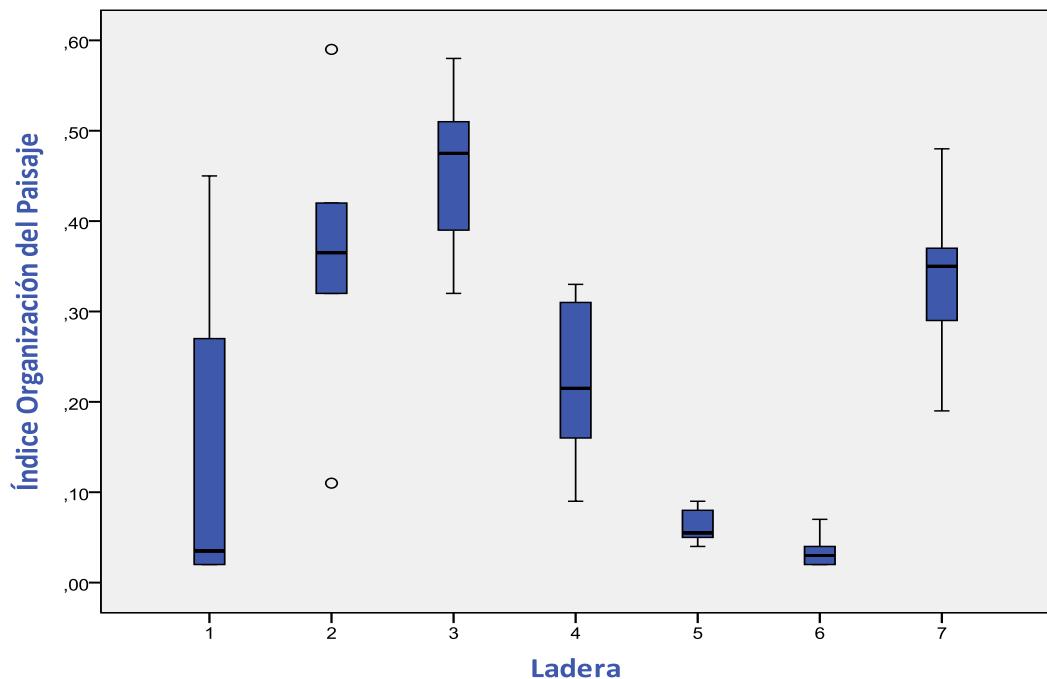
Rangos			
Ladera	N	Rango promedio	
Índ organization del paisaje	1	6	13,17
	2	6	30,50
	3	6	36,08
	4	6	22,00
	5	6	12,75
	6	6	6,67
	7	6	29,33
	Total	42	

Estadísticos de contraste ^{a,b}	
	Índice organización del paisaje
Chi-cuadrado	28,820
gl	6
Sig. Asintót.	,000

a. Prueba de Kruskal-Wallis

b. Variable de agrupación:
Ladera

Análisis Kruskal-Wallis (Índice Organización del Paisaje-Laderas)



- Nº de parches/10m de transecto

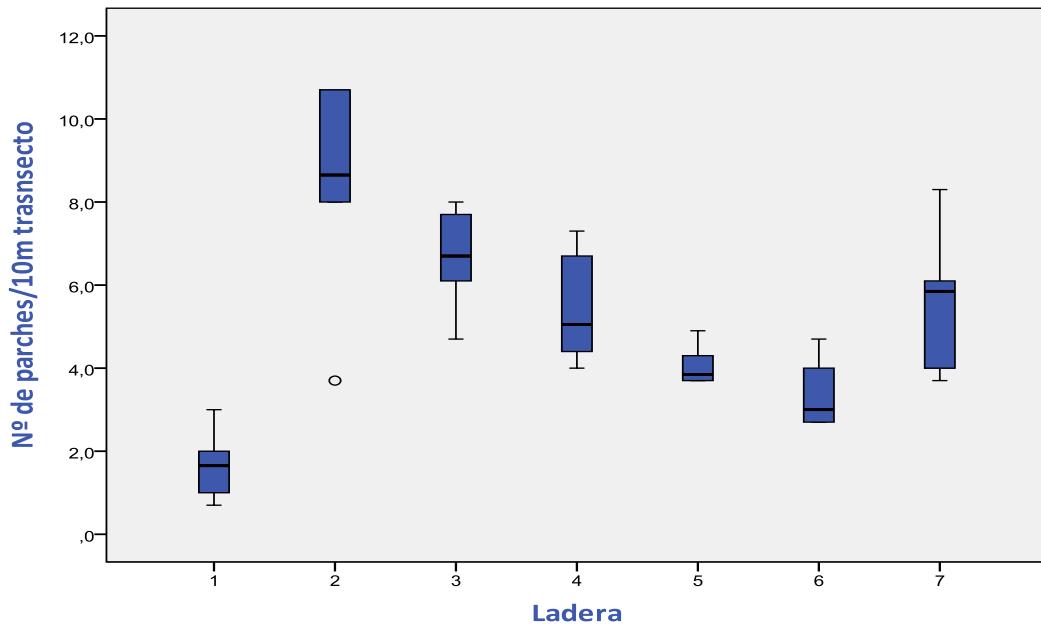
	Ladera	N	Rango promedio
Nº de parches/10m trasnsecto	1	6	4,00
	2	6	35,17
	3	6	31,42
	4	6	25,42
	5	6	16,92
	6	6	12,00
	7	6	25,58
	Total	42	

Estadísticos de contraste ^{a,b}	
	Nº de parches/10m trasnsecto
Chi-cuadrado	29,393
gl	6
Sig. Asintót.	,000

a. Prueba de Kruskal-Wallis

b. Variable de agrupación:
Ladera

Análisis Kruskal-Wallis (Nº de parches/10m de transecto-laderas)



Tipo de parche /interparche – Índices

- Índice de Estabilidad- Tipo de parche

Rangos			
	Numeración tipo de parche/interparche	N	Rango promedio
Índice estabilidad (%)	1	42	60,20
	2	14	68,00
	3	33	102,12
	4	17	130,18
	5	15	145,50
	6	30	86,78
	7	10	150,55
	8	7	125,36
	9	6	193,83
	10	17	157,44
	11	10	22,90
	Total	201	

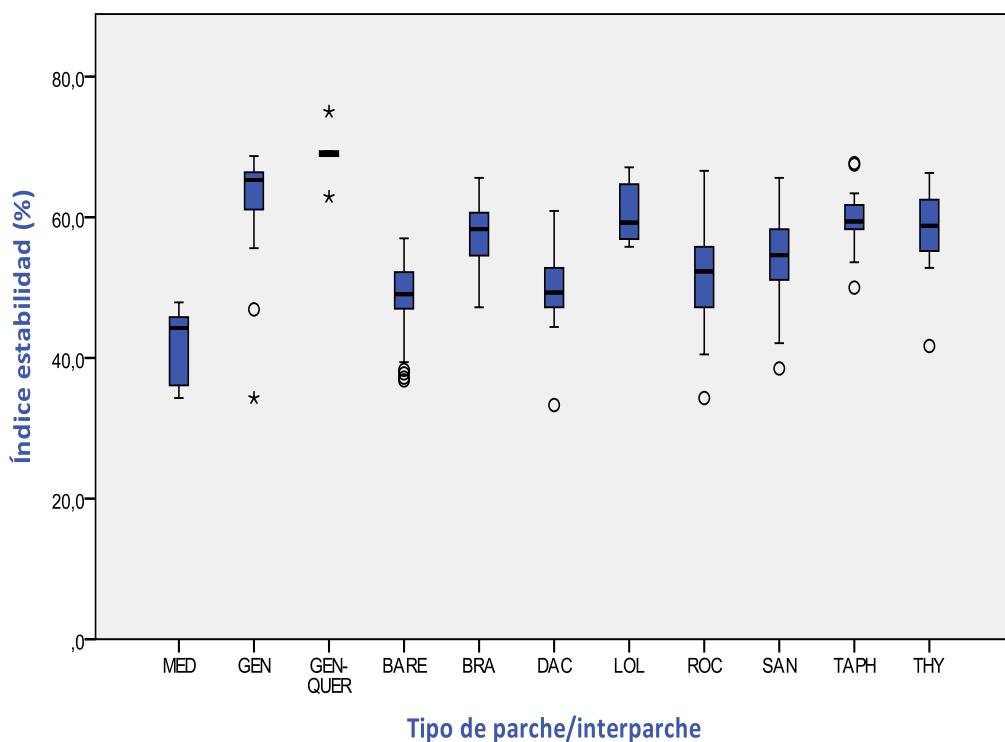
Estadísticos de contraste^{a,b}

	Índice estabilidad (%)
Chi-cuadrado	97,852
gl	10
Sig. asintót.	,000

a. Prueba de Kruskal-Wallis

b. Variable de agrupación: Numeración tipo de parche/interparche

Ánalisis Kruskal-Wallis (Índice de Estabilidad-Tipo parche/interparche)



• Índice de infiltración-Tipo de parche

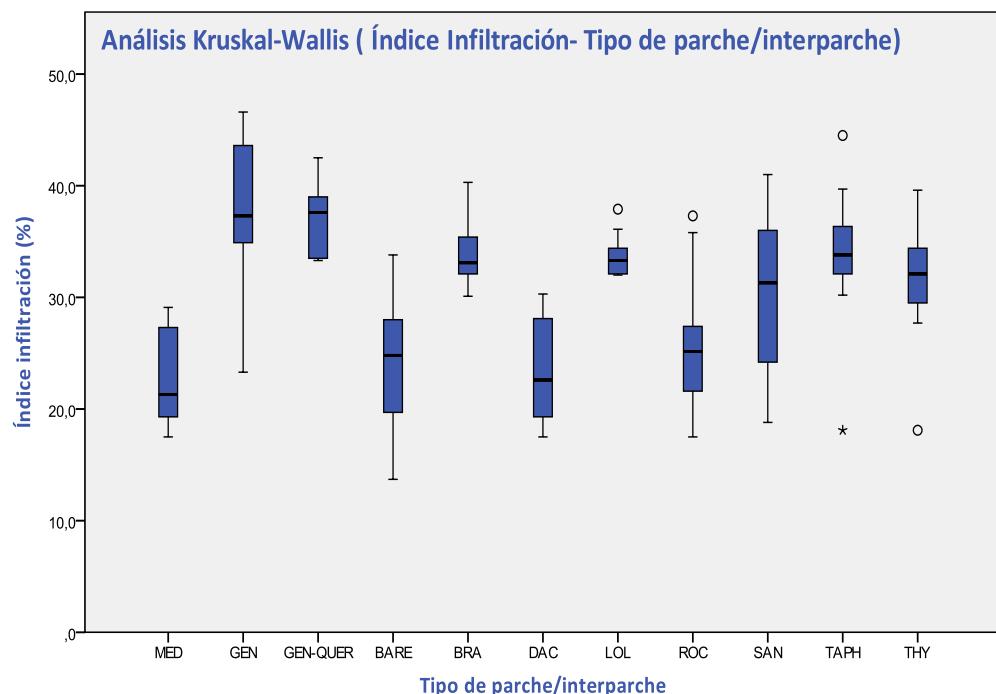
Rangos			
Numeración tipo de parche/interparche	N	Rango promedio	
Índice infiltración (%)			
1	42	61,80	
2	14	53,00	
3	33	113,32	
4	17	130,35	
5	15	142,60	
6	30	69,82	
7	10	145,10	
8	7	145,57	
9	6	169,33	
10	17	163,94	
11	10	50,15	
Total	201		

Estadísticos de contraste^{a,b}

	Índice infiltración (%)
Chi-cuadrado	96,421
gl	10
Sig. asintót.	,000

a. Prueba de Kruskal-Wallis

b. Variable de agrupación: Numeración tipo de parche/interparche



- Índice de Reciclaje de Nutrientes- Tipo de parche

Rangos			
Numeración tipo de parche/interparche	N	Rango pmmedin	
Índice reciclado de nutrientes (%)			
1	42	54,74	
2	14	77,36	
3	33	118,65	
4	17	132,18	
5	15	138,50	
6	30	53,88	
7	10	145,25	
8	7	164,43	
9	6	189,67	
10	17	172,94	
11	10	38,10	
Total	201		

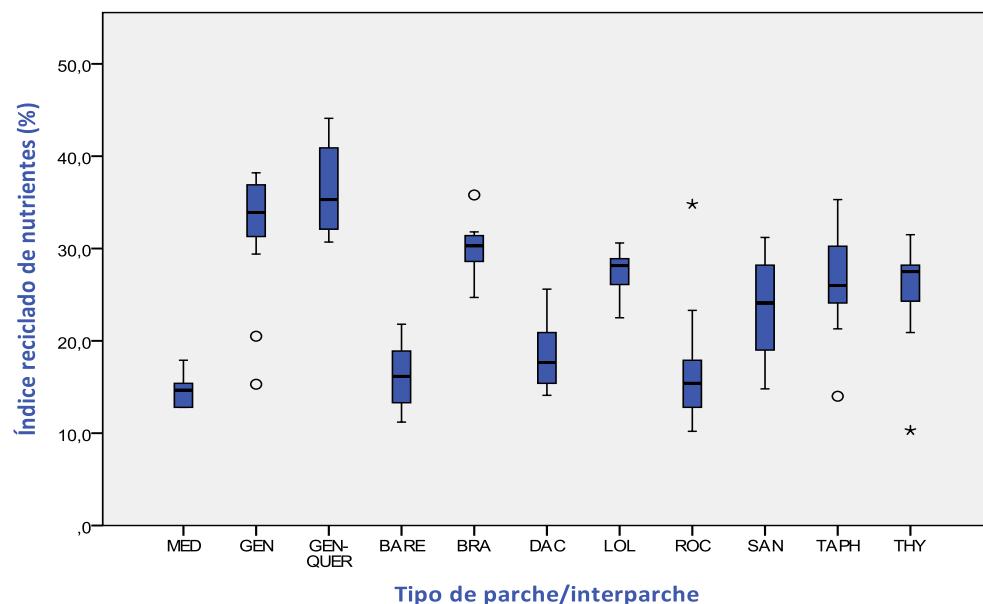
Estadísticos de contraste^{a,b}

	Índice reciclado de nutrientes (%)
Chi-cuadrado	128,506
gl	10
Sig. asintót.	,000

a. Prueba de Kruskal-Wallis

b. Variable de agrupación: Numeración tipo de parche/interparche

Análisis Kruskal-Wallis (Índice de reciclado de nutrientes- Tipo parche/interparche)



8.4.7 Resultados del análisis estadístico de correlación de Spearman para la validación del método LFA:

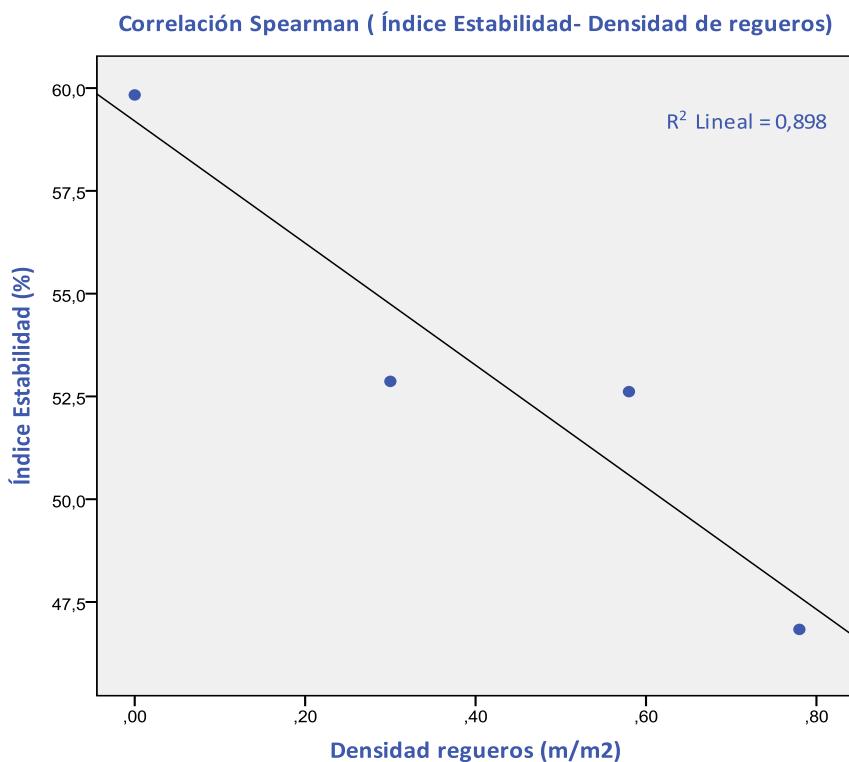
- Correlación Spearman (Índice Estabilidad- Densidad regueros)

Ladera	Índice Estabilidad (%)	Densidad regueros (m/m ²)
L1	46,8	0,78
L2	52,6	0,58
L3	59,8	0
L4	52,9	0,3

Correlaciones

			Densidad regueros	Índice estabilidad
Rho de Spearman	Densidad regueros	Coeficiente de correlación	1,000	-1,000**
		Sig. (bilateral)	.	.
		N	4	4
	Índice estabilidad	Coeficiente de correlación	-1,000**	1,000
		Sig. (bilateral)	.	.
		N	4	4

**. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

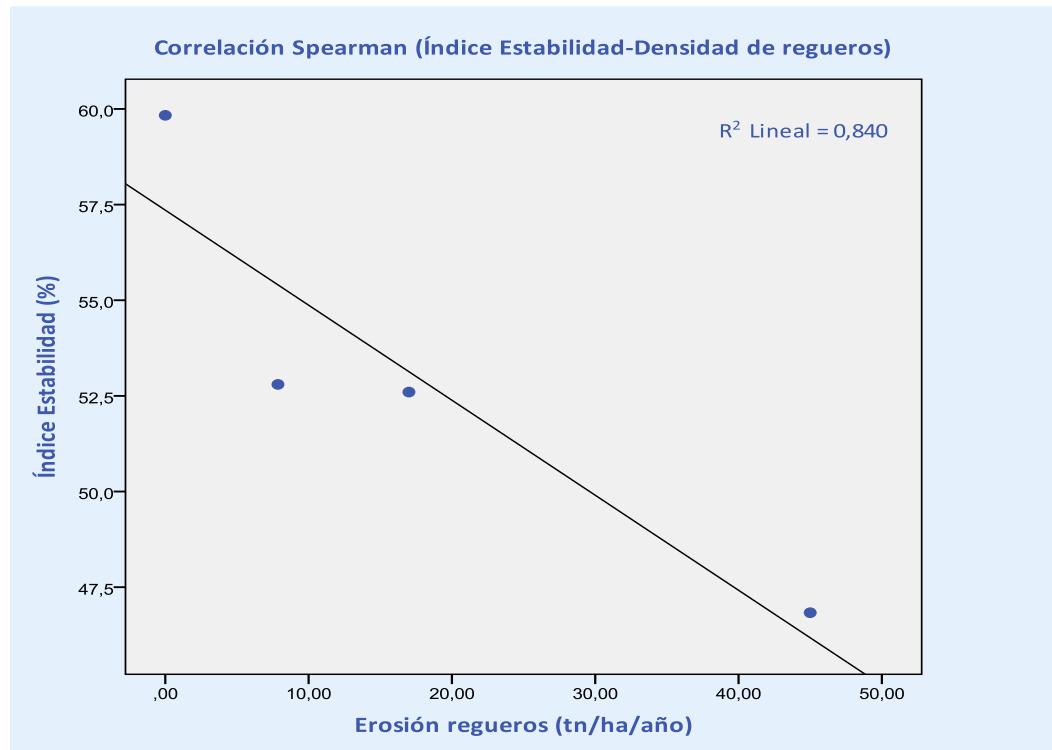


- Correlación Spearman (Índice Estabilidad- Tasa erosión regueros)

Ladera	Índice Estabilidad (%)	Tasa erosión regueros (Tn/ha/año)
L1	46,8	45
L2	52,6	17
L3	59,8	0
L4	52,9	7,86

Correlaciones			Erosión regueros	índice estabilidad
Rho de Spearman	Erosión regueros	Coeficiente de correlación	1,000	-1,000**
		Sig. (bilateral)	.	.
		N	4	4
	índice estabilidad	Coeficiente de correlación	-1,000**	1,000
		Sig. (bilateral)	.	.
		N	4	4

**. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).



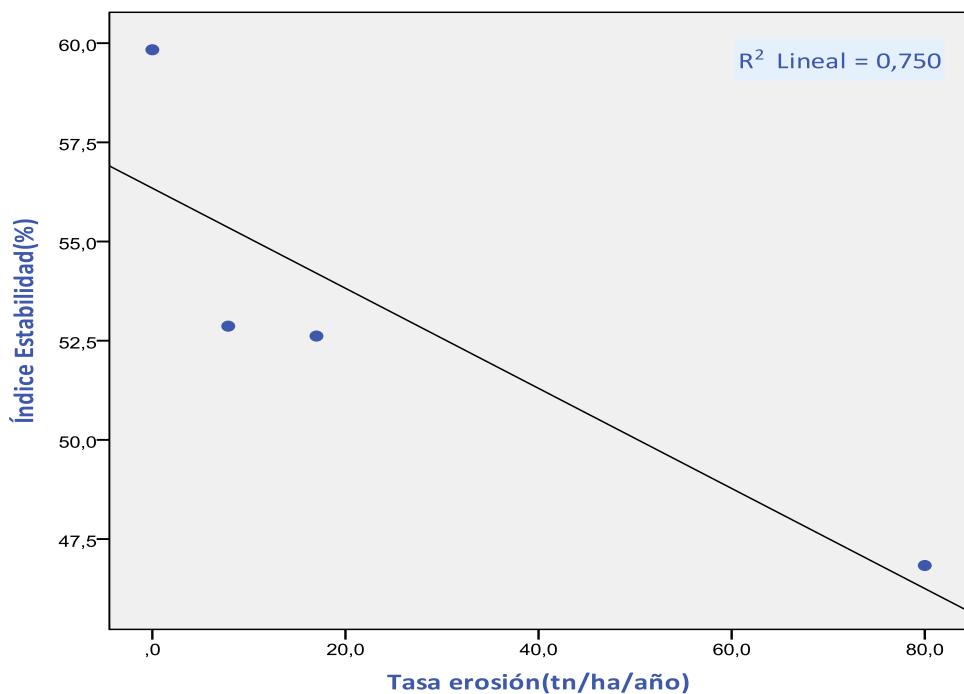
- Correlación Spearman (Índice Estabilidad- Tasa erosión)

Ladera	Índice Estabilidad (%)	Tasa erosión (Tn/ha/año)
L1	46,8	80
L2	52,6	17
L3	59,8	0
L4	52,9	7,9

Correlaciones			Tasa erosion	Índice estabilidad
Rho de Spearman	Tasa erosión	Coeficiente de correlación	1,000	-1,000**
		Sig. (bilateral)	.	.
	Índice estabilidad	N	4	4
		Coeficiente de correlación	-1,000**	1,000
		Sig. (bilateral)	.	.
		N	4	4

**. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Correlación Spearman (Índice Estabilidad-Tasa erosión)



- Correlación Spearman (Índice Infiltración- Coeficiente escorrentía)

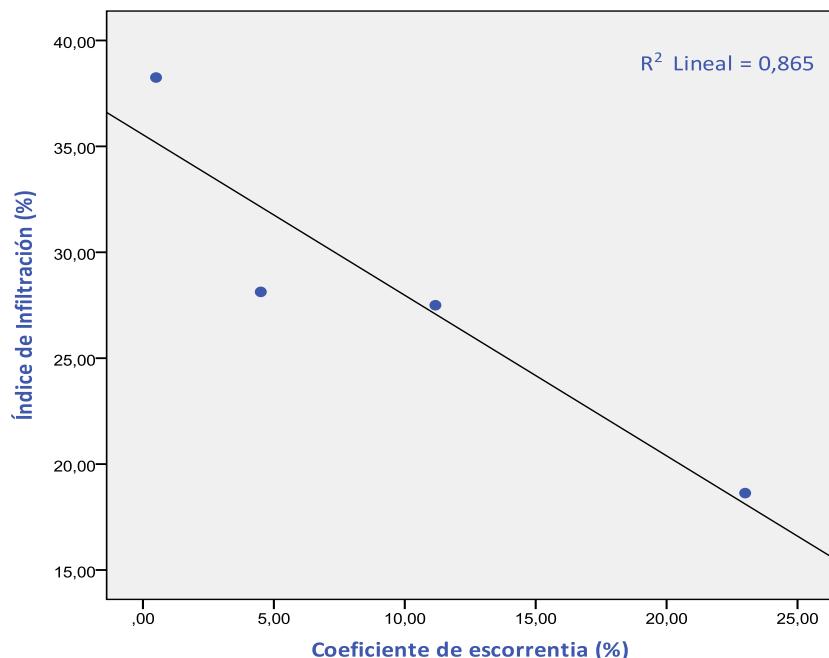
Ladera	Índice infiltración (%)	Coeficiente Escorrentía (%)
L1	18,63	23
L2	27,5	11,17
L3	38,25	0,5
L4	28,13	4,5

Correlaciones

		Índice de infiltración (%)	Índice de escorrentía (%)
Rho de Spearman	Índice de infiltración (%) Coeficiente de correlación Sig. (bilateral)	1,000	-1,000**
	N	4	4
	Índice de escorrentía (%) Coeficiente de correlación Sig. (bilateral)	-1,000**	1,000
	N	4	4

**. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Correlación Spearman (Índice de Infiltración-Tasa escorrentía)

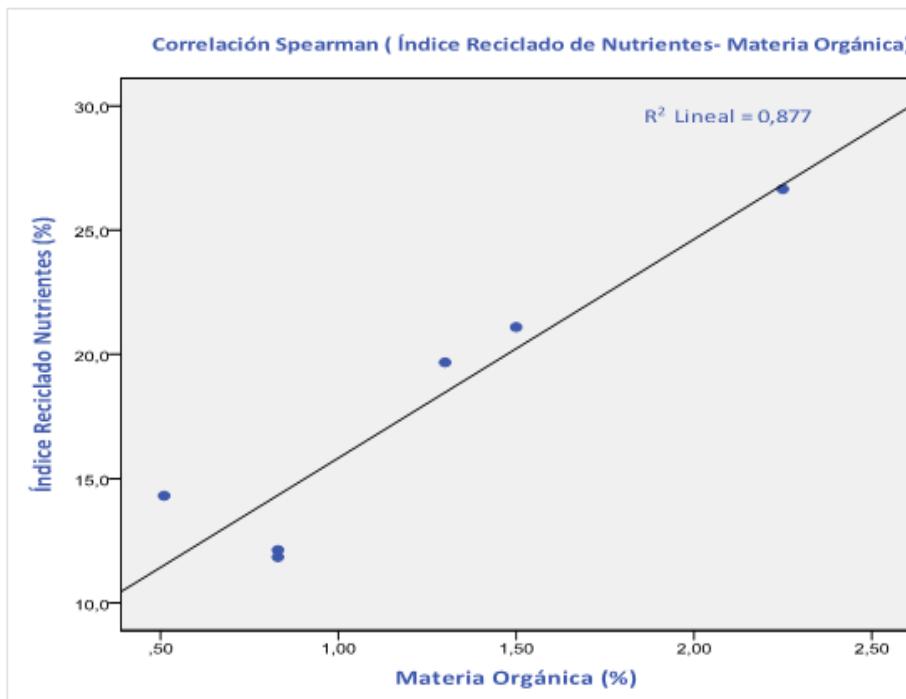


- Correlación Spearman (Índice Infiltración- Materia orgánica total)

Ladera	Índice Reciclado Nutrientes (%)	Materia Orgánica (%)
L1	14,3	0,51
L2	19,7	1,3
L3	26,7	2,25
L4	21,1	1,5
L5	11,9	0,83
L6	12,1	0,83

Correlaciones			Índice Reciclado nutrientes	Índice Materia orgánica (%)
Rho de Spearman	Materia orgánica (%)	Coeficiente de correlación	1,000	,812*
		Sig. (bilateral)		,050
		N	6	6
	Índice Reciclado nutrientes	Coeficiente de correlación	,812*	1,000
		Sig. (bilateral)	,050	
		N	6	6

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).



- Correlación Spearman (Índice Reciclado Nutrientes- Nitrógeno total)

Ladera	Índice Reciclado Nutrientes (%)	Nitrógeno total (%)
L1	14,3	0,3
L2	19,7	0,07
L3	26,7	0,15
L4	21,1	0,1
L5	11,9	0,4
L6	12,1	0,4

Correlaciones		
Rho de Spearman	Nitrógeno (%)	Coeficiente de correlación
		Sig. (bilateral)
		N
	Índice reciclaje nutrientes	Coeficiente de correlación
		Sig. (bilateral)
		N

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

