

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN PRODUCCIÓN ANIMAL**



**INFLUENCIA DE LA REVEGETACIÓN CON ESPECIES NATIVAS
Y LA INCORPORACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA EN LA
RECUPERACIÓN DE PASTIZALES DEGRADADOS**

Presentada por:

RAÚL ENRIQUE TÁCUNA CÉSPEDES

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAGISTER SCIENTIAE EN PRODUCCIÓN ANIMAL**

Lima – Perú

2016

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRÍA EN PRODUCCIÓN ANIMAL

**“INFLUENCIA DE LA REVEGETACIÓN CON ESPECIES
NATIVAS Y LA INCORPORACIÓN DE MATERIA
ORGÁNICA EN LA RECUPERACIÓN DE PASTIZALES
DEGRADADOS”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAGISTER SCIENTIAE**

Presentada por:

RAÚL ENRIQUE TÁCUNA CÉSPEDES

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Ph.D. Javier Arturo Ñaupari Vásquez
PRESIDENTE

Ph.D. Enrique Ricardo Flores Mariazza
PATROCINADOR

Ph.D. Lucrecia Aguirre Terrazas
MIEMBRO

Mg.Sc. Cayo Leónidas Ramos Taipe
MIEMBRO

ÍNDICE GENERAL

| | Pág. |
|---|------|
| I. INTRODUCCIÓN | 1 |
| II. REVISIÓN DE LITERATURA | 3 |
| 2.1 Pastizales y Procesos Globales: Degradación de las Tierras de Pastoreo | 3 |
| 2.1.1 Causas y Estado de la Degradación | 4 |
| 2.1.2 Modelos de Degradación de Pastizales | 6 |
| 2.1.3 Implicancias Ecológicas, Económicas y Sociales de la Recuperación de Ecosistemas | 13 |
| 2.2 Estrategias de Rehabilitación de Pastizales Degradados | 16 |
| 2.2.1 Manejo Adaptativo | 20 |
| 2.2.2 Control Estricto del Pastoreo | 22 |
| 2.2.3 Manejo de la Vegetación y Cobertura Vegetal | 25 |
| 2.2.4 Manejo de la Cobertura del Suelo | 30 |
| 2.2.5 Enmiendas Orgánicas | 31 |
| 2.3 Evaluación de Estrategias de Recuperación de Pastizales | 33 |
| 2.3.1 Evaluación Económica | 34 |
| 2.3.2 Evaluación Ecológica | 36 |
| 2.3.4 Evaluación Social | 39 |
| III. MATERIALES Y MÉTODOS | 41 |
| 3.1 Tratamientos Experimentales | 42 |
| 3.2 Parámetros Evaluados | 43 |
| 3.3 Diseño Experimental | 47 |
| IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 49 |
| 4.1 Contenido de Materia Orgánica del Suelo | 50 |
| 4.2 Dinámica de la Revegetación | 52 |
| 4.3 Respuesta Hidrológica del Pastizal | 59 |
| 4.4 Condición Ecológica del Pastizal | 66 |
| V. CONCLUSIONES | 69 |
| VI. RECOMENDACIONES | 70 |
| VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 71 |
| VIII. ANEXOS | 86 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | Pág. |
|--|-------------|
| Tabla 1: Niveles de Degradación Gradual de los Pastizales Áridos o semiáridos | 17 |
| Tabla 2: Matriz de Parámetros y Monitoreo | 44 |
| Tabla 3: Niveles de Materia Orgánica (%) | 50 |
| Tabla 4: Condición Ecológica por Tratamiento | 67 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | Pág. |
|---|-------------|
| Figura 1: Modelos y Rutas de Degradación | 8 |
| Figura 2: Modelo Conceptual para la Degradación de Ecosistemas y la Restauración | 10 |
| Figura 3: Manejo Adaptativo: Una Herramienta para Profesionales de la Conservación | 21 |
| Figura 4: Mortalidad de Esquejes con y sin Materia Orgánica | 54 |
| Figura 5: Altura de Esquejes con y sin Materia Orgánica | 56 |
| Figura 6: Volumen de Esquejes con y sin Materia Orgánica | 58 |
| Figura 7: Tasas de Infiltración Terminal por Tratamiento (cm/min) | 60 |
| Figura 8: Humedad del Suelo por Tratamiento | 64 |

ÍNDICE DE ANEXOS

| | Pág. |
|---|-------------|
| Anexo 1: Ficha Descriptiva Relevamiento Pajonal Sillacancha (Octubre 2010) | 86 |
| Anexo 2: Ficha Descriptiva <i>Festuca humilior</i> (Fehu) | 87 |
| Anexo 3: Ficha Descriptiva <i>Calamagrostis macrophylla</i> (Cama) | 88 |
| Anexo 4: Análisis de Caracterización de Suelos | 89 |
| Anexo 5: Base de Datos de Resultados | 90 |
| Anexo 6: ANVA y Prueba de Comparación de Medias Mortalidad de Esquejes | 92 |
| Anexo 7: ANVA y Prueba de Comparación de Medias Altura de Esquejes | 94 |
| Anexo 8: ANVA y Prueba de Comparación de Medias Volumen de Esquejes | 96 |
| Anexo 9: ANVA y Prueba de Comparación de Medias Infiltración Según Materia Orgánica y Especie Botánica | 98 |
| Anexo 10: ANVA y Prueba de Comparación de Medias Humedad del Suelo | 101 |

DEDICATORIA

A Dios.

A mis Padres, José Raúl y Rosa Elvira.

A mis hermanos, Carlos Andrés y Rosa Benedicta.

A mis Abuelitos, Carlos y Susana, Braulio y Feliciano.

A mi Familia.

AGRADECIMIENTO

A mi estimado asesor y patrocinador de tesis, el Ph.D. Enrique Flores Mariazza, por su guía, apoyo, enseñanza y consejo académico y profesional, así como para culminar satisfactoriamente con la presente investigación.

Al Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales, de la Facultad de Zootecnia de la Universidad Nacional Agraria La Molina por brindarme la oportunidad de aplicar mis conocimientos en el área de la zootecnia.

Al Instituto de Montaña por su apoyo y acompañamiento durante la toma de datos y monitoreo en campo.

A la Fundación Mc Knight por el financiamiento de la investigación.

A la Comunidad Campesina Cordillera Blanca por su participación en el desarrollo de la investigación bajo un enfoque participativo.

A mis amigos del Laboratorio de Utilización de Pastizales Bill Yalli, Luis Oscanoa y Juancarlos Cruz con quienes participamos en el proyecto de investigación Punas-Agua y compartimos juntos las experiencias de un buen trabajo en equipo.

A mis profesores consejeros y miembros del jurado de la presente tesis, Javier Ñaupari, Lucrecia Aguirre y Cayo Ramos, por compartir sus conocimientos, experiencias y aportes en la realización del presente trabajo.

A mis profesores del programa de maestría en Producción Animal por compartir sus conocimientos y su constante apoyo en mi formación académica y profesional.

A todas aquellas personas que de una u otra forma contribuyeron con la ejecución del presente estudio.

RESUMEN

Se realizó una investigación con enfoque participativo (IEP) en un ecosistema montañoso de la Cordillera Blanca de Perú dominado por pajonales de condición pobre. El objetivo fue determinar el efecto de la revegetación con esquejes de dos gramíneas nativas claves (*Festuca humilior* y *Calamagrostis macrophylla*) y la adición de materia orgánica en forma de orina y estiércol de ovino sobre la recuperación del estatus ecológico de un pastizal de condición pobre. El diseño experimental fue completamente al azar con arreglo factorial 2 especies x 2 niveles de adición, con y sin materia orgánica. El estudio duró un año, periodo durante el cual se estudiaron los cambios en la vegetación (vigor y mortalidad), la función hidrológica (tasa de infiltración y contenido de humedad del suelo) y el estatus ecológico. Los resultados revelaron que los esquejes de *Festuca humilior* superaron a los de *Calamagrostis macrophylla* en vigor (20 595.3 vs 13 295.9, cc) y exhibieron menores tasas de mortalidad (36.0 vs 51.5, %) y estas respuestas fueron potenciadas con la adición de materia orgánica. Los mismos patrones se observaron cuando se evaluó la respuesta hidrológica, a través de la tasa de infiltración (0.14 vs 0.11, cm/min.) y contenido de humedad (21.8 vs 19.0, %). Los resultados indicaron también que la mejora en el estado de la vegetación y la función hidrológica habría contribuido a la mejora observada en el estatus ecológico de las parcelas tratadas (condición regular) con respecto a las tierras de usufructo comunal (condición pobre). Se concluyó que la revegetación de pastizales pobres con esquejes de gramíneas nativas y la incorporación de materia orgánica en forma de orina y estiércol de ovino es una estrategia efectiva para mejorar la condición y función hidrológica del pastizal. Se recomendó evaluar el impacto de la revegetación a nivel del productor en combinación con sistemas de pastoreo de descanso y pastoreo diferido para asegurar la sostenibilidad de programas de rehabilitación de pastizales degradados.

Palabras claves: Degradación, Revegetación, Esquejes, Materia Orgánica, Condición, Vigor, Infiltración.

ABSTRACT

Participatory-Oriented Research was conducted in a mountain ecosystem, dominated by grassland in poor condition, in the Cordillera Blanca of Peru. The objective of the experiment was to determine the effect of revegetation with plantlets of two key native grasses (*Festuca humilior* and *Calamagrostis macrophylla*) and the addition of organic matter in the form of sheep urine and manure on the recovery of the ecological status of poor condition rangeland. The experimental design was completely randomized with a factorial arrangement of 2 species x 2 with and without the addition of organic matter. The study lasted a year, period during which the changes in vegetation (vigor and mortality), the hydrologic function (rate of infiltration and soil moisture content) and ecological status were studied. The results of the study revealed that the vigor of the *Festuca humilior* plantlets was greater than that of its *Calamagrostis macrophylla* counterpart (20 595.3cc vs. 13 295.9cc) and that they exhibited lower mortality rates (36.0% vs. 51.5%). The results also showed that these responses were enhanced when organic matter was added. The same patterns were observed when the hydrologic response, considering the rate of infiltration (0.14cm/min vs. 0.11cm/min) and moisture content (21.8% vs. 19.0%), was evaluated. The results also indicate that the improvement in vegetation condition and hydrologic function must have contributed to the improvement in the rangeland ecological status of the treated plots (regular condition) in relation to the communal land (poor condition). Therefore, one can conclude that the revegetation of poor rangeland with plantlets of native species is an effective strategy to improve its condition and hydrologic function. Assessing the impact of revegetation at the producer level in combination with rest-rotation and deferred-rotation grazing systems is recommended to ensure the sustainability of degraded range rehabilitation programs.

Key words: Degradation, Revegetation, Plantlets, Organic Matter, Condition, Vigor, Infiltration.

I. INTRODUCCIÓN

Una importante proporción de las tierras de pastoreo de manejo comunal en los Andes peruanos se encuentran en condición pobre (62 por ciento) debido principalmente al sobrepastoreo y la aplicación de malas prácticas de manejo (Flores, 1999). La condición del pastizal es un término ecológico que hace referencia al estado de salud de los pastizales con referencia al potencial que estos podrían alcanzar con respecto a su estado de comunidad madura. La sostenibilidad de los ecosistemas de pastizal depende en gran medida del equilibrio existente entre el estatus del agua, el suelo y la vegetación. En pastizales de condición pobre este equilibrio puede ser alterado por cuanto la cubierta vegetal es escasa y en consecuencia el suelo se encuentra pobremente protegido, lo cual afecta la fertilidad del suelo y por ende la productividad del pastizal (Pyke *et al.*, 2002).

La degradación de los pastizales es evidenciada por el cambio detrimental de las características de la vegetación y la función hídrica, principalmente en la reducción de la cobertura vegetal, la desaparición de las especies botánicas claves y la disminución de la materia orgánica, la tasa de infiltración y el estatus de humedad del suelo (Whitford, 1995). El deterioro de la condición de los pastizales tiene un impacto negativo en el valor, servicios y beneficios ambientales que brindan estos ecosistemas (Petersen & Stringham, 2008). Frente a este panorama existe preocupación por llevar a la práctica estrategias de mejora de pastizales que resulten viables para la rehabilitación de ecosistemas degradados desde el punto de vista económico y ecológico, con la finalidad de agregar sostenibilidad a los sistemas de producción pecuarios, pues cuando la condición y productividad del pastizal se mejora, se incrementa la estabilidad y resistencia de los ecosistemas a las perturbaciones (Krogh *et al.*, 2002).

Rehabilitar un pastizal significa elevar su condición, productividad y capacidad de carga, para lo cual los manejadores de pastizales hacen uso de las estrategias de mejora de la condición que pueden ser clasificadas en: extensivas e intensivas, en función a criterios como el nivel de riesgo, costo de inversión, nivel de producción, rentabilidad y nivel de

tecnología (Herbel, 1983). La adición de materia orgánica, en la forma de estiércol y orina de ovino, y la revegetación con semillas o material vegetativo de especies nativas claves son prácticas de mejora para recuperar pastizales degradados (Flores, 1999; Zhang *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2012). Sin embargo, en Perú no se cuenta con información científica acerca de su efectividad en la restauración de los ecosistemas de pastizal degradados, bajo las condiciones ambientales de la Puna (Call & Roundy, 1991; Krogh *et al.*, 2002).

Los objetivos del presente estudio fueron evaluar el efecto de la revegetación con esquejes de dos especies de gramíneas nativas claves (*Festuca humilior* y *Calamagrostis macrophylla*) con y sin adición de materia orgánica sobre la dinámica de la revegetación, la función hídrica del suelo y el estatus ecológico de un pastizal de condición pobre. Las preguntas de investigación fueron ¿Cuál es el grado de la interacción entre la materia orgánica y la revegetación con esquejes?, ¿Son las especies elegidas adecuadas para la revegetación?, ¿En qué medida mejora la respuesta hidrológica del pastizal con la revegetación?

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Pastizales y Procesos Globales: Degradación de las Tierras de Pastoreo

La degradación de las tierras de pastoreo es un problema de orden mundial que se acentúa aún más por efecto del cambio climático (Urrutia y Vuille, 2009) y se le define como la alteración de la productividad, estabilidad, función hídrica e integridad biótica de un ecosistema de pastizal, lo cual lo hace más susceptible a los efectos negativos de los estreses ambientales y malas prácticas de manejo (Pyke *et al.*, 2002). Muchas tierras de pastoreo están cambiando de manera dramática y cuya tendencia son los cambios en la composición y estructura de la vegetación documentados en diferentes regiones del mundo. Estos tipos de cambios en la estructura y composición de las comunidades vegetales se asocian a menudo con importantes, y muchas veces no muy bien comprendidos, procesos de alteraciones hidrológicas y ciclos biogeoquímicos (Krogh *et al.*, 2002). Entre las causas principales que inducen la degradación de los pastizales se encuentran (Flores, 1996):

- Escaso conocimiento acerca de la estructura y funcionamiento de los diferentes sistemas de pastizal.
- Ausencia de un sistema de generación y transferencia de tecnología en praderas naturales, manejo de aguas y biodiversidad.
- Pobreza y baja rentabilidad de los sistemas de producción ganadera, los cuales acentúan la presión de pastoreo (sobrepastoreo) sobre las tierras de pastizal.

Una de las principales preocupaciones de los manejadores de pastizales es la pérdida progresiva de la productividad secundaria y la diversidad florística (West, 1999), problema que es atribuido a la sobreexplotación del recurso pastizal, que al alcanzar niveles altamente extremos no pueden volver a su estado original, incluso cuando descansó durante décadas (O'Connor, 1991). Marcos conceptuales y modelos de degradación que describen el cambio detrimental de los pastizales han sugerido que la

probabilidad de revertir el cambio inducido por el pastoreo, puede ser inversamente proporcional a la cantidad de perturbación involucrado en la transición, es decir que para revertir el proceso de la degradación se requerirá de la misma cantidad de energía que fue utilizada para alterar la composición de especies de la vegetación (Westoby *et al.*, 1989).

Diversos modelos de degradación de los pastizales demuestran como el potencial de recuperación está relacionado con la función del componente afectado, haciendo énfasis en la necesidad de reconocer y tratar la degradación a un nivel temprano, porque los insumos y los costos de administración aumentan con cada nivel o paso durante el proceso de degradación, haciendo aún más compleja la restauración ecológica (Milton *et al.*, 1994). Del mismo modo, los modelos sostienen que la vegetación puede ser estable dentro de una variedad de estados alternativos (pastizales, bosques y matorral) y en cada caso se recomienda un programa de manejo específico (Westoby *et al.*, 1989).

2.1.1 Causas y Estado de la Degradación

De acuerdo con la literatura, la degradación de los pastizales de las tierras de pastoreo se debe a dos factores principales; aumento del número de animales o sobrepastoreo (Milton *et al.*, 1994) y malas las prácticas de manejo (Flores, 1996). Un estado de degradación de pastizales es identificado a través de un deterioro de la capacidad del suelo para captar y almacenar agua, así como la pérdida de materia orgánica o la acumulación de sales y otras sustancias tóxicas en el suelo (Valverde *et al.*, 2001). Los procesos de degradación y su magnitud varían según los usos específicos del suelo (Whitford, 1995) y cuando alcanza niveles o umbrales más críticos que conlleven hasta la reducción total del potencial biótico del sitio, se le conoce como desertificación (Vis, 1991).

El concepto de condición o estado de salud es un indicador del proceso de degradación de pastizales cuando se monitorean sistemáticamente año a año (Whitford, 1995). A fin de estimar el grado de degradación, diversas investigaciones emplean distintos parámetros ecológicos, tal es el caso de Dregne y Chou (1992) quienes establecieron estados de degradación a partir de la condición del pastizal y la productividad actual

que es naturalmente capaz de producir un campo de pastizal. De igual modo, el Departamento de Agricultura de EE.UU. y el Servicio de Conservación de Suelos basaron sus evaluaciones del estado de degradación en función a la condición del pastizal según los criterios propuestos por Dyksterhuis (1949; citado por Whitford, 1995), los cuales dependen de las proporciones relativas de los diferentes tipos de plantas, en función de su respuesta al pastoreo.

Cambios en la vegetación y los suelos como resultado de la degradación de los pastizales en ecosistemas desérticos, han tenido un efecto mínimo sobre la biodiversidad animal, sin embargo, la degradación tiene un impacto negativo sobre algunas especies que son claves en pastizales, ya que cuando esta ha sobrepasado cierto umbral, la eliminación del estímulo ambiental que está impulsando el cambio no se traducirá en la pronta recuperación del ecosistema en su estado anterior. Por lo tanto cuando la degradación del ecosistema ha sobrepasado ese umbral, la restauración también puede ser casi imposible y esos ecosistemas son considerados irreversiblemente degradados (Whitford, 1995).

La identificación del umbral de la degradación irreversible es esencial para sugerir las estrategias de gestión de las tierras destinadas a detener o revertir los procesos de degradación. Un indicador útil del estado de salud de un ecosistema de pastizal en relación con el umbral de la degradación irreversible en su estructura y función es la identificación de la presencia de especies vegetales claves (Croos y Waser, 2000). Al respecto, Krogh *et al.* (2002) concluyeron que la combinación de datos sobre la presencia/ausencia de una especie clave, con indicadores de la vegetación y el suelo proporciona un método para identificar y estimar los umbrales de degradación.

Otro indicador del estado de degradación, lo constituyen la presencia de los microorganismos que habitan las capas del suelo y prevalecen funcionalmente como ingenieros del ecosistema para llevar a cabo numerosos servicios ambientales importantes (ciclaje de nutrientes, rotación del mantillo, humificación de la materia orgánica, etc.). Reportes señalan que alterar drásticamente el equilibrio de estos microorganismos de modo que conlleve a su progresiva eliminación del suelo, es un factor que determina la acelerada erosión del suelo y a otras formas de degradación de la tierra (Bowker *et al.*, 2006). El impacto de la degradación de los pastizales se

observa en las características del suelo (compactación, temperatura, humedad, infiltración, etc.) y el contenido de materia orgánica. Estudios reportan que con la progresiva degradación de los pastizales, se incrementa la compactación del suelo y la temperatura, y por el contrario, se reduce la infiltración, el contenido de materia orgánica y la humedad del suelo (Bowker *et al.*, 2006).

En referencia a esto, las mayores temperaturas registradas en las capas superiores del suelo ocurren durante la época lluviosa, debido a que la humedad es un factor determinante para facilitar los procesos edáficos (Snyman y Du Preez, 2005). Asimismo, con la degradación progresiva del pastizal, tanto el contenido de Carbono orgánico como Nitrógeno total se reducen significativamente en las primeras capas del suelo (Whitford, 1995) y bajo esas condiciones adversas, se prolonga aún más la sustitución del sistema total de las raíces en un tiempo cerca de un año y la descomposición de la hojarasca en 8 meses, conllevando a que el sistema sea aún más susceptible a las perturbaciones externas (Snyman y Du Preez, 2005).

2.1.2 Modelos de Degradación de Pastizales

El uso excesivo de los recursos forrajeros conduce progresivamente a un proceso de deterioro en el ecosistema, con cambios en la abundancia de especies (principalmente en la disminución de especies forrajeras claves), en ocasiones cambios en la relación pastos/arbustos y pérdida de cobertura vegetal, lo cual conlleva a una mayor presencia de suelo desnudo (Bowker *et al.*, 2006). El aumento de suelo desnudo asociado a la degradación, produce pérdidas irreparables en el suelo y la materia orgánica, produciendo una disminución en la capacidad de captación y retención de agua y nutrientes. Todo esto acarrea una disminución de su productividad, lo que se traduce en una marcada reducción de la capacidad de carga de los campos y por ende en una disminución de la producción animal (Whitford, 1995).

Esto es sólo un ejemplo de lo complejo que puede resultar el estudio de la dinámica de estos ecosistemas, por lo tanto es necesario contar modelos que nos permitan simplificar y comprender la realidad, a fin de evaluar y determinar cuáles son los factores más importantes a tener en cuenta para un manejo sustentable del recurso pastizal (López *et al.*, 2009). Varios atributos del ecosistema asociados a su estructura,

función y factores de estrés pueden ser identificados, estudiados y medidos a través de la generación de modelos, los cuales constituyen herramientas que facilitan el entendimiento y la explicación del estado de degradación y son la base de los programas de monitoreo ambiental desarrollado por las agencias de áreas naturales protegidas (Stuth *et al.*, 2003).

Uno de los primeros modelos desarrollados para explicar el nivel de degradación al cual están expuestos los ecosistemas de pastizal fue el de *Sucesión Ecológica* desarrollado por Clements (1936). Según este modelo, el pastoreo es un proceso que, dependiendo de su intensidad y/o frecuencia, puede desencadenar cambios unidireccionales en la vegetación (sucesión vegetal) hacia un estado estable en equilibrio con el clima, llamado “climax”. Bajo este enfoque los disturbios como el sobrepastoreo o el fuego, producen cambios en el ecosistema (biodiversidad, cobertura vegetal, productividad), haciendo que se aparte de su estado estable. Pero si el disturbio desaparece, el ecosistema tiende a retornar por sí mismo a su estado original (Stuth *et al.*, 2003; López *et al.*, 2009).

En la *Sucesión Ecológica* un pastizal tiene un gradiente continuo de diferentes estados de condición, que va desde condiciones sobrepastoreadas y muy degradadas, hasta condiciones sin pastoreo (“prístinas”), por lo que el manejo de los pastizales está enfocado casi únicamente por el ajuste de la carga animal como herramienta que permitiría manejar y controlar las condiciones del pastizal y prevenir un estado de degradación, debido a que la carga animal es un factor clave para mantener el estado de “equilibrio” deseado según la productividad del sistema. En las últimas décadas, el modelo de sucesión ecológica ha sido criticado y la visión de este tipo de procesos (respuesta de la vegetación exclusivamente al pastoreo) ha ido cambiando por otro más holístico. Uno de los puntos que ha sido objeto de discusión este modelo planteado, es el concepto de estado de equilibrio (climax) y unidireccionalidad de los cambios en la comunidad vegetal, por lo que este modelo de degradación ha incorporado nuevos enfoques más integradores y orientados al manejo de pastizales, como es el caso del Modelo de Estados y Transiciones (López *et al.*, 2009).

El *Modelo de Estados y Transiciones* (Figura 1) define un conjunto de estados alternativos de la vegetación y un catálogo de posibles transiciones entre estados para

un determinado pastizal (Holocheck, 1987). Un estado se define en base a las características de la vegetación y del suelo de un pastizal que se mantienen estables en el tiempo y una transición es un proceso de cambio entre un estado a otro en la vegetación y/o el suelo, alterada por un evento natural, por una acción de manejo o por la interacción entre ambos factores, y se pueden desencadenar tanto transiciones negativas (de deterioro del pastizal), como positivas (de recuperación) (López *et al.*, 2009).

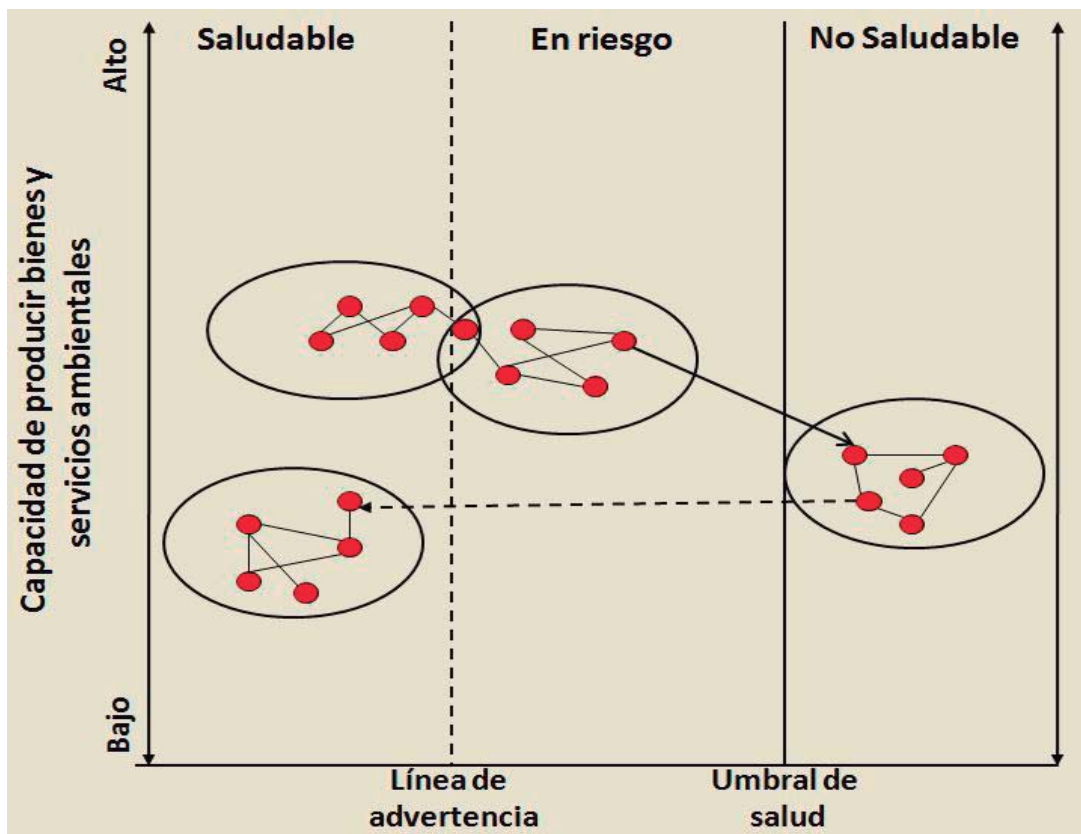


Figura 1: Modelo y rutas de degradación (Holechek, 1989) tomado de López *et al.* (2009).

El modelo de Estados y Transiciones pretenden definir un marco teórico unificado para la evaluación de los umbrales que sea capaz de relacionar la teoría y los procesos ecológicos con el conocimiento del manejo de pastizales y su aplicación (Briskey *et al.*, 2006). La ocurrencia de umbrales puede ser interpretada como un cambio de la dominancia de reacciones negativas que mantienen la resiliencia del ecosistema a la dominancia de reacciones positivas que afectan la resiliencia y promueven el desarrollo de estados posteriores al umbral en sitios ecológicos individuales (Keshav y Andersen, 2010).

El modelo de Estados y Transiciones cumple con las siguientes premisas: a) Los cambios observables sobre la vegetación no siempre son lineales; b) el pasaje de un estado a otro no siempre es reversible; c) puede haber más de un estado estable; d) las transiciones negativas son más factibles que las positivas; y e) el pastoreo o la carga animal no son los únicos factores que afectan la dinámica de la vegetación, sino que deben tenerse en cuenta otros factores, tales como eventos climáticos inusuales (lluvias abundantes, sequías) u otros disturbios asociados con el manejo de pastizales como la quema, cambio de uso, entre otros (Keshad y Andersen, 2010).

Los umbrales han sido identificados como puntos de referencia ecológicos para describir los mecanismos de reacción que determinan la reversibilidad de los estados de degradación (Briskey *et al.*, 2006). Las trayectorias de los umbrales describen la vía de desarrollo que los estados transicionales pueden seguir una vez que el umbral ha sido superado, de tal forma que estas trayectorias pueden producir un estado continuo de potenciales post-umbrales. Este marco teórico, por si mismo, es apropiado para la aplicación del manejo al proveer una definición operativa de los umbrales que es basada en una interpretación probabilística, las cuales están asociados con: 1) la ocurrencia de disparadores o estímulos que inician la progresión de los umbrales, 2) la trayectoria de los estados transicionales; y 3) la reversibilidad de los umbrales que proveerá un procedimiento operacional para la evaluación y aplicación de los umbrales (López *et al.*, 2009).

En el modelo de Estados y Transiciones el problema de la degradación es un fenómeno complejo en el que están involucrados factores ambientales y humanos, relacionados directamente con el manejo de las tierras y la intensidad de uso que son expuestos los suelos, los cuales pueden ser modelados siguiendo diversos criterios (López *et al.*, 2009). Por ejemplo Keshad y Andersen (2010) basándose en este modelo organizaron y discriminaron los elementos que influyen directamente sobre la degradación de los pastizales, separándolos de los efectos de la variabilidad climática y pudieron identificar así a las fuerzas motrices que conllevan al estado de degradación de tierras de pastoreo, los cuales son inducidos principalmente por el sobrepastoreo y algunos procesos naturales localizados.

El *Modelo Conceptual para la Degradación de los Ecosistemas y Restauración* (Figura 2) representa otro modelo para la comprensión de los estados de los ecosistemas y transiciones, que ayuda a identificar los tipos de intervenciones que serían necesarios para restaurar las funciones de los ecosistemas que son degradados en diferente grado (Whisenant, 1999). En este modelo las tasas representan un estado alternativo del ecosistema que puede existir como consecuencia de la influencia de perturbaciones naturales o antropogénicas y el estrés, de modo que ambos causan transiciones hacia estados más degradados (6 es el nivel más degradado en el modelo), mientras que las intervenciones (actividades de restauración) intentan forzar hacia un estado intacto sin perturbar (1 es un estado superior intacto) (Hobbs y Harris, 2001).

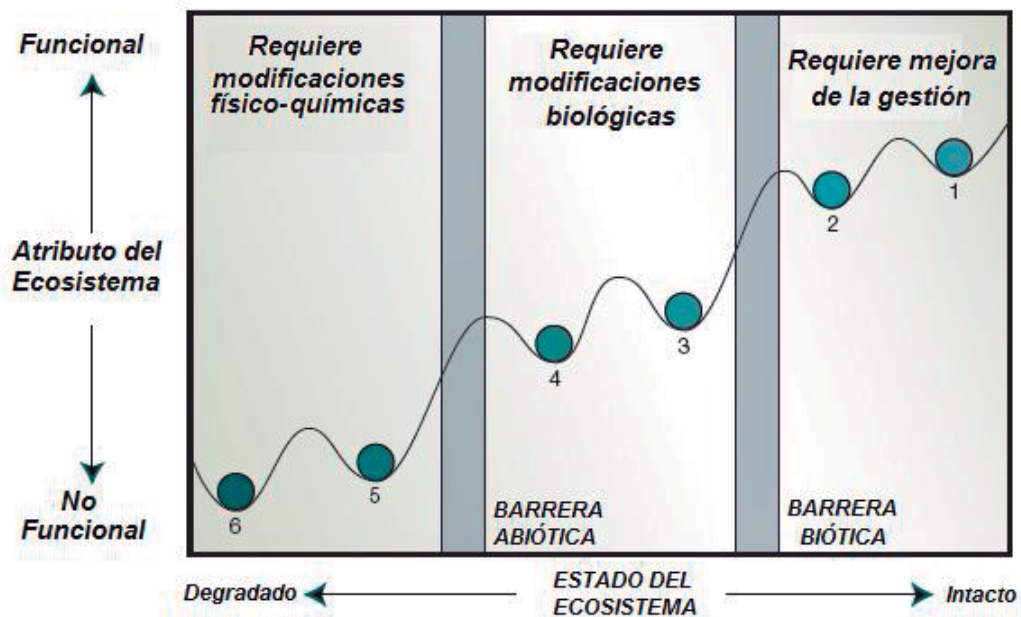


Figura 2: Modelo conceptual para la degradación de los ecosistemas y la restauración (Adaptado de Whisenant, 1999 y Hobbs y Harris, 2001).

En la Figura 2, la capacidad de recuperación ecológica de un ecosistema de pastizal en cualquier estado que se encuentre se indica por el ancho y la profundidad de la "curva" (Holling, 1973). Su profundidad representa el grado de perturbación (moviéndose a la izquierda) o de intervención (moviéndose hacia la derecha) requerida para causar transición entre estados (Hobbs y Harris, 2001). Investigadores han sugerido que los umbrales de recuperación o barreras, pueden existir entre algunos estados de los ecosistemas, los cuales evitan que el sistema vuelva a un estado menos degradado, pudiendo existir múltiples umbrales para cada ecosistema (Bestelmeyer, 2006).

El esfuerzo o energía necesaria para revertir un estado alto de degradación hasta un estado menos degradado será mayor cuanto mayor sea el umbral que se debe cruzar, en tal sentido, para prevenir que un ecosistema cruce un umbral de degradación se debe priorizar la eliminación de los factores que lo ocasionan (Bestelmeyer, 2006). Al respecto, Whisenant (1999) ha sugerido que un ecosistema de pastizal podría atravesar el umbral o barrera de degradación como consecuencia de: i) las interacciones bióticas (por ejemplo, la presión de pastoreo); y ii) las limitaciones abióticas (por ejemplo, la erosión del suelo o la contaminación). En ese sentido, las intervenciones para un estado severo de degradación deberán ser entendidas en como centrarse en prevenir o revertir la transición en los estados de los ecosistemas a través de estas barreras.

Según Hobbs y Harris (2001), el Modelo Conceptual para la Degradación de los Ecosistemas y Restauración (Figura 2) se describe así: El punto 1 y 2 describe una situación antes de cruzar la barrera biótica y en este caso mejoras en la gestión de los ecosistemas (por ejemplo, buen manejo del pasto, adecuando la carga animal o eliminando especies invasoras perjudiciales) pueden ser suficientes para restaurar los ecosistemas y dejarlos en pleno funcionamiento. En el punto 3 y 4, se ha permitido que continúe la degradación y la barrera biótica se ha cruzado (por ejemplo, con la reducción de la diversidad y la productividad del pastizal) por lo que la opción es la manipulación de los componentes del ecosistema y en ese caso las intervenciones pueden ser más complejas, costosas y podría incluir por ejemplo, reintroducciones de la comunidad nativa vegetal, mediante revegetación o restauración de hábitats de especies, así como directrices para la intervención a fin de forzar una transición de regreso a través de la barrera biótica (mejorando las interacciones bióticas).

En el punto 5 y 6, se ha cruzado la barrera abiótica lo cual implica que el medio ambiente físico o químico se ha vuelto tan deteriorado que el ecosistema ya no funciona como un sistema intacto (por ejemplo, a este nivel esta alterado o disminuido la estabilidad de los suelos o la función hídrica). En esta circunstancia los esfuerzos de restauración estarían destinados a intervenir sobre los accidentes geográficos, regímenes hidrológicos y la calidad del suelo. Por lo general en ecosistemas severamente degradados, estas mejoras en limitaciones abióticas ocurrirían antes que manipulaciones bióticas, siendo recomendable directrices para las intervenciones para

forzar una transición de regreso través de la barrera abiótica (mejoras en limitaciones abióticas).

La restauración del ecosistema severamente degradado no sólo debe centrarse en sitios particulares, sino en el paisaje en su conjunto, siendo la cuenca el primer nivel de organización y gestión. Este enfoque ampliado es particularmente importante en el contexto de las áreas naturales protegidas y las áreas que se protegen para mantener y restaurar la conservación, a través de directrices para intervenciones que son relevantes para la restauración de ecosistemas fragmentados y modificando el paisaje de los alrededores (Hobbs y Harris, 2001). Sin embargo puede ser difícil determinar si un determinado ecosistema ha cruzado un umbral o barrera en particular, por lo que una buena estrategia general en virtud de cualquier circunstancia sería, pues, centrarse en manipulaciones que afectarán positivamente tanto a funciones abióticas como bióticas (Whisenant, 1999).

Los *modelos de degradación de pastizales basados en sistemas de información espacial y teledetección* combinan las técnicas de software con los datos de campo utilizando estándares internacionales de índices de degradación (Gao *et al.*, 2010). Sin embargo, su validación y capacidad de predecir las respuestas ecológicas a menudo se ha visto obstaculizada por una comprensión limitada de las interacciones bióticas y abióticas, lo cual ha demostrado dificultades para discernir los efectos directos e indirectos del medio ambiente sobre todo por el limitado acceso a información actualizada a escala temporal y espacial de la vegetación en general (Pettorelli *et al.*, 2005). La ventaja de emplear los sistemas de información espacial como metodología es que la degradación puede modelarse y enfocarse de distintas maneras, lo cual permite una amplia variedad de estudios (Salcedo y Solorza, 2008).

Al respecto, Gao *et al.* (2010) examinaron tendencias en el índice de degradación de pastizales y su grado de respuesta a las variaciones climáticas, demostrando que aparte del sobrepastoreo, el cambio climático regional tiene un mayor impacto sobre el índice de degradación de los pastizales. Otro caso similar fue desarrollado por Pettorelli *et al.* (2005), quienes describieron la distribución y dinámica de poblaciones vegetales como consecuencia de los cambios ambientales asociados al cambio climático, utilizando índices de vegetación (NDVI) como indicador de los cambios del ecosistema y del

estado de degradación. Por último, Salcedo y Solorza (2008) modelaron el estado de degradación de pastizales aplicando índices y algoritmos de vegetación específicos combinados con trabajo de campo y concluyeron que el proceso de degradación es un fenómeno complejo relacionado con distintas modalidades de uso y manejo de los recursos naturales con causas asociadas al sobrepastoreo y la deforestación y el consecuente resultado de desaparición de ambientes ecológicos.

2.1.3 Implicancias Ecológicas, Económicas y Sociales de la Recuperación de Ecosistemas

La recuperación ecológica de un ecosistema tiene su fundamento en garantizar que las áreas naturales permanezcan intactas para las generaciones futuras a fin que puedan ser utilizadas para experimentar, descubrir, aprender y apreciar (Whisenant, 1999). Sin embargo, también debe reconocer que las personas o sociedades culturas que hacen uso directo del medio físico y su entorno no pueden aislarse del sistema y que programas destinados para la protección y la presentación de estos espacios naturales deben reconocer las formas en que la gente ha vivido y vive todavía (Agencia Parques Canadá, 2009).

La recuperación ecológica debe ser llevado a cabo dentro del contexto del ecosistema y el paisaje al cual forma parte el área protegida, lo cual asegurará que la restauración ecológica será metodológicamente y económicamente eficiente, socio- culturalmente atractiva y ecológicamente efectiva. Para dicho fin se debe considerar un enfoque holístico para la toma de decisiones en la recuperación de un ecosistema degradado a nivel de su estructura, función y dinámica mediante la integración social, cultural, y espiritual (Bradshaw y Chadwick, 1980).

En la actualidad, los programas de recuperación de ecosistemas se esfuerzan por fomentar el sentido de la inclusión y la responsabilidad compartida entre todos los actores (directos e indirectos) para la protección y preservación del patrimonio natural a través de un compromiso significativo y conexiones, en tal sentido, el proceso de recuperación ecológica en áreas naturales debe ser coherente con estos tres principios: i) Eficaz: para restaurar y mantener la integridad ecológica; ii) Eficiente: en el uso de métodos prácticos y económicos para lograr el éxito funcional; y iii) Participativo: a

través de la implementación de procesos inclusivos de las comunidades, reconociendo y enlazando las interrelaciones entre la cultura y la naturaleza (Agencia Parques Canadá, 2009).

El proceso de recuperación de un ecosistema debe proveer y proporcionar una mejora significativa del estado de la integridad ecológica y brindar la oportunidad para la participación del público local durante el proceso de experimentación con el área natural (Bradshaw y Chadwick, 1980). Estos principios deben estar entrelazados en la aplicación de directrices y el marco para la planificación y ejecución de programas de mejora (Martínez, 2006).

La recuperación de un ecosistema es una actividad deliberada que inicia o acelera la función, procesos, integridad (composición de especies y estructura de la comunidad) y sostenibilidad (resistencia a las perturbaciones y resistencia) (Martínez, 2006). De este modo permitirá el soporte del medio físico abiótico, los flujos e intercambios de organismos y adecuado tránsito de materiales con el paisaje circundante y el restablecimiento de las interacciones culturales en los que la integridad de algunos ecosistemas depende (Higgs, 1997).

A través de la intervención del ecosistema se trata de retornar un ecosistema degradado a un estado inicial “normal” y sin perturbación alguna, es decir, el estado que se asemeja a uno previo sin intervenir o a otro estado que se podría esperar que se desarrolle de forma natural dentro de los límites de su trayectoria histórica. Sin embargo, a pesar que la recuperación ecológica debe basarse en un entendimiento del pasado (por ejemplo, los rangos históricos de atributos en el ecosistema), el objetivo no es reproducir un estado del ecosistema estático sino dinámico. Ecosistemas recuperados no necesariamente pueden regresar a su estado anterior, ya que las limitaciones y las condiciones contemporáneas generan un desarrollo alterado a lo largo de su trayectoria (Sociedad de la Restauración Ecológica, 2002).

Recuperar un ecosistema suele ser un proceso costoso que requiere mucho más esfuerzo que la prevención de daños ecológicos. Durante las últimas décadas, los programas de mejora han evolucionado de tal forma que se aseguran que las estrategias a aplicar no solo sean eficaces (es decir, el logro de la integridad

ecológica), sino también eficientes al hacerlo con los métodos prácticos y económicos a fin de lograr el restablecimiento de la integridad ecológica y su funcionalidad (Higgs, 1997). La restauración ecológica es tanto un proceso como un producto, por lo tanto las acciones para la recuperación de un ecosistema debe unir esfuerzos de los actores involucrados, a menudo en formas significativas que conducen a un compromiso renovado entre las personas y los procesos ecológicos (Higgs, 1997). El proceso de restauración crea mayor comprensión, apoyo social y el compromiso de las iniciativas de restauración, así como la necesidad de la preservación y la conservación (Martínez, 2006).

Asimismo, constituye un medio para mantener la diversidad y restablecer ecológicamente la relación entre la naturaleza y la cultura. En ese sentido, los especialistas recomiendan incorporar un modelo que relacione los conceptos de la integridad ecológica con los valores culturales de la sociedad al reconocer que el patrimonio cultural es importante no sólo como para apoyar el proceso de restauración, sino también en la construcción de relaciones de enlace entre la cultura y la naturaleza (Martínez, 2006).

Bajo este enfoque, el valor que la sociedad le reconoce a los ecosistemas cambian con el tiempo y los procesos culturales y ecológicos a largo plazo se entrelazan (Higgs, 2003). Por ello, el reto de la recuperación ecológica es comprender también los patrones y procesos históricos de las sociedades involucradas con el recurso natural, considerando que las relaciones entre ambos componentes pueden ser de lo más diversificado y complejo (Agencia Parques Canadá, 2009).

Algunos sistemas de valores muy particulares, especialmente las defendidas por las sociedades culturas tradicionales, no reconocen la separación de la cultura y la naturaleza, es decir el componente social no se separa del medio ambiente, debido a que ellos se consideran parte del entorno natural y no se diferencian de su entorno (Agencia Parques Canadá, 2009). Su ética de la tierra incluye obligaciones específicas por parte de todos los participantes del ecosistema para mantener el orden espiritual de las cosas naturales, y son ellos quienes juegan un papel natural importante en ese orden. Recuperación efectiva de un ecosistema, desde una perspectiva social o comunal, debe contemplar también que la naturaleza está siempre en cambio y que

cuando se tenga que intervenir dentro del ámbito de las comunidades con la finalidad de restaurar el ecosistema, existe una obligación espiritual de participar en la "recreación del mundo" por parte de estas comunidades, a través de prácticas y saberes locales que conforman un proceso continuo de aprendizaje y compromiso con otros seres humanos y con su mundo natural y sólo así un programa de mejora podría ser socialmente eficaz (Higgs, 1997).

2.2 Estrategias de Rehabilitación de Pastizales Degradados

Rehabilitar un pastizal significa elevar su condición, productividad y capacidad de carga, para lo cual los manejadores de pastizales hacen uso de las estrategias de mejora del estatus ecológico que pueden ser clasificadas en: extensivas e intensivas, según criterios relacionados con el nivel de riesgo, costo de inversión, nivel de producción, rentabilidad y nivel de tecnología en relación con el potencial de los diversos tipos de suelos para producir forraje (Herbel, 1983). Sin embargo, cada estrategia de rehabilitación tiene requerimientos distintos para aplicarse como medida para revertir el estado de degradación en pastizales y para lo cual se requiere del conocimiento de la respuesta esperada del ecosistema a un determinado tratamiento según el tipo de suelo, composición florística y el clima local, ya que mientras mejor es el balance entre estos tres componentes, mayor será la posibilidad de obtener mejor respuesta y por ende resultados económicos (Herbel, 1983; Flores, 1999).

La degradación y los cambios en la composición de la vegetación han sido conceptualizados ya sea en secuencias predecibles o impredecibles en respuesta a eventos estocásticos (George *et al.*, 1992). Modelos de Estado y transición, que se basan en la teoría de no equilibrio, describen transiciones por el que la vegetación puede ser transformado a una variedad de estados alternos. Las transiciones en pastizales áridos no siempre son reversibles ya que implican la pérdida de especies, cambios en las interacciones de facilitación y competitivos, o cambios en los factores físicos tales como la infiltración del suelo o estado de los nutrientes (Westoby *et al.*, 1989).

Sobre la base de este modelo conceptual de degradación de *Estado y Transición de los Pastizales*, Milton *et al.* (1994) han desarrollado un modelo para ecosistemas de

pastizales áridos basado en el principio de disminución de la productividad (Tabla 1) para determinar gradientes o niveles de degradación secuencial. Esta metodología describe cinco estados o niveles de degradación que varían del nivel cero (0) al cuatro (4), en la cual cada uno representa una serie de características e indicadores claves a considerar para determinar el nivel de degradación y problemática presente en el ecosistema y así recomendar una determinada estrategia o acción estratégica de rehabilitación del pastizal para revertir el proceso de degradación en cada etapa.

Tabla 1: Niveles de degradación gradual de los pastizales áridos o semiáridos. Los síntomas describen el estado de los conjuntos de plantas y animales, las opciones de gestión se refieren a acciones que un administrador podría tomar para mejorar la condición del pasto, y el nivel de gestión se refiere al sistema (nivel de la cadena alimentaria) en los que debería centrarse la gestión (Milton *et al.*, 1994).

| Nivel | Descripción | Síntomas | Opciones de Gestión | Nivel de Gestión |
|-------|---|--|---|-------------------------|
| 0 | La biomasa y la composición de la vegetación varía con los ciclos climáticos y eventos estocásticos. | Vegetación perenne varía con el tiempo. | Manejo adaptativo | Productores secundarios |
| 1 | Los hervíboros reducen la cantidad de plantas palatables, favoreciendo el crecimiento de poblaciones de sabor desagradable. | Cambios en la demografía de población de plantas. | Controles estrictos de pastoreo | Productores secundarios |
| 2 | Las especies de plantas palatables han desaparecido, así como sus depredadores especializados y simbioses. | Pérdidas de plantas y animales, reducción de la productividad secundaria. | Manejo de la vegetación (semilleo, remoción de invasoras). | Productores primarios |
| 3 | La biomasa y la productividad de la vegetación varía como efímeras que benefician la pérdida de la cubierta perenne. | Biomasa perenne reducida (plantas de corta vida y aumento de inestabilidad), las aves residentes disminuyen y aumentan las nómadas). | Manejo de la cobertura del suelo (mantillo, barreras contra la erosión, protección de la superficie del suelo). | Entorno físico |
| 4 | La denudación y la desertificación implican cambios en la función del suelo y la actividad detritívora. | Suelo desnudo, signos de erosión y aridez. | ? | ? |

En el nivel cero (0) o en ausencia de degradación, la composición de los pastizales varía en respuesta a oscilaciones climáticas y los eventos estocásticos tales como la sequía, el granizo, la helada y el fuego (George *et al.*, 1992). Estos eventos estocásticos causan mortalidad masiva en las plantas establecidas y son seguidos por la regeneración de plántulas. Ante esta situación la opción de gestión implicaría un manejo adaptativo que involucra manipulaciones oportunas de las densidades de ganado y presión de pastoreo, es decir actuando a nivel de productores secundarios (Westoby *et al.*, 1989).

En el nivel uno (1), la degradación de las tierras de pastoreo se puede estimar a través de los cambios en la estructura de edad de las poblaciones de plantas. Especies deseables defoliadas frecuentemente tienen limitaciones para establecer semillas, con presencia de plantas tóxicas o desagradables que no son afectadas por el pastoreo, un mayor semilleo y aumento de la densidad de plantas poco deseables e indeseables, así como una reducción en la regeneración de plántulas forrajeras (Walker, 1980). Dependiendo de los objetivos de gestión (por ejemplo, observación de animales salvajes o producción animal) y el tipo de vegetación (anual o perenne; praderas, matorral o sabana), el ecosistema podría ser restaurado mediante controles estrictos de pastoreo a través de la alteración de la temporada de pastoreo, intensidad, o tipo de animal (Acocks, 1964). Asimismo, la implementación de sistemas de pastoreo rotacional en épocas del año y descanso durante todo el año se utilizan con éxito para la mejora del pastizal (Westoby *et al.*, 1989).

En el nivel dos (2) el proceso de degradación implica una disminución en la diversidad florística de los pastizales y su productividad. Las especies de plantas y sus depredadores especializados, hospederos y simbioses ya se han perdido y por ende la productividad secundaria se reduce en respuesta a una disminución en la eficiencia del uso de lluvia, asimismo, en este estado, los pastizales proporcionan un menor número de bienes y servicios ambientales de lo que lo hacían originalmente (Gibbens *et al.*, 1992). Es poco probable que la reversión a la degradación en esta etapa sea rentable, ya que implicaría la eliminación del ganado doméstico y la exclusión de otros herbívoros silvestres, así como la manipulación de la vegetación a través del control mecánico. Dentro de las prácticas recomendadas tenemos la revegetación combinado

con el majadeo, uso de semilleros, la quema prescrita, el control integrado de plantas indeseables y el uso de herbicidas (Passera *et al.*, 1992).

En el nivel tres (3) la degradación se manifiesta a través de la reducción de la cobertura vegetal, la vegetación palatable se encuentra reducida y existe una mayor exposición de suelo desnudo que favorece una erosión acelerada y fluctuaciones extremas de temperatura a nivel de la superficie del suelo (Milton *et al.*, 1994). Especies anuales y malezas, florecen después de las grandes lluvias y compiten con las plantas perennes, que a pesar que son productivas, no son capaces de sostener un pastoreo durante una época del año. El ecosistema atrae aves nómadas de paso, pero las especies residentes de aves disminuyen en densidad y diversidad al existir menor cobertura de pasto para anidar. Las tierras de pastoreo en esta condición no pueden manejarse de manera rentable, debido a que requieren tiempo para recuperarse y en este estado, el ecosistema puede restaurarse actuando a un nivel del entorno físico, como prácticas que permitan reducir la erosión, aumentar la infiltración, mejorar la capacidad de retención de agua del suelo, la protección de la superficie del suelo del sol y las heladas y la creación de micrositios adecuados para el establecimiento de las plántulas de plantas perennes (Barrow, 1991).

Finalmente, en el cuarto nivel de degradación (4), la degradación es tan severa que la cubierta vegetal se ha perdido por completo y los suelos son altamente salinos con una erosión acelerada. Muchos autores denominan a esta etapa como un “desierto hecho por el hombre” y para lo cual una práctica muy utilizada para revertir este estado consiste en la modificación del uso de los suelos y el drenaje (Milton *et al.*, 1994), lo cual podría conllevar a una respuesta favorable del ecosistema, bajo el establecimiento de parches de plantas, pero el proceso es costoso, lento y el éxito varía con las condiciones climáticas. Pastizales en este estado de degradación son a menudo abandonados a causa de los altos costos de restauración o rehabilitación, por lo que la opción de gestión económicamente viable en esta etapa podría ser el no uso de la zona (Barrow, 1991).

A continuación se discuten cada una de las estrategias de mejora que podrían aplicarse para un determinado nivel de degradación, las cuales se agrupan en las diversas opciones de gestión revisadas anteriormente. En tal sentido, tenemos el manejo

adaptativo, controles estrictos de pastoreo (descanso y diferimiento), manejo de la vegetación (revegetación y majadeo) y manejo de la cobertura del suelo (prácticas de conservación de suelos) como alternativas de manejo.

2.2.1 Manejo Adaptativo

El manejo adaptativo es un proceso sistemático de mejora continua de las políticas y prácticas de gestión de una organización, las cuales parten de los resultados obtenidos al aplicar experimentalmente un conjunto de acciones mediante la evaluación de las hipótesis alternativas sobre el sistema que se está manejando (Nyberg, 1998). El proceso de toma de decisiones se basa en metas y objetivos de la gestión relativa a una jerarquía de necesidades, ya sea para el individuo o la organización, y en la percepción de los procesos internos y externos que dan forma a esas decisiones (Stuth *et al.*, 1991).

El manejo adaptativo incorpora investigación en las acciones de conservación, específicamente, es la integración de diseño, manejo y monitoreo, para probar sistemáticamente ciertos supuestos, para poderse adaptar y aprender. Al probar supuestos se trata de identificar y aplicar diferentes acciones para lograr un resultado deseado. No se trata de un proceso al azar de ensayo y error, por el contrario, el proceso involucra primero pensar sobre la situación del proyecto, desarrollar una serie de supuestos sobre lo que está ocurriendo y cuáles acciones puede utilizar para afectar estos eventos (Nyberg, 1998). Luego, la organización implementa estas acciones y monitorea los resultados reales para compararlos con los supuestos y para ello la clave es desarrollar un entendimiento no sólo de cuáles acciones funcionan y cuáles no, sino también por qué (Stuth *et al.*, 1991) (Figura 3).

Por ejemplo, el énfasis tradicional en el diseño de programas de pastoreo se ha centrado en la manipulación del descanso y la intensidad de pastoreo para la producción máxima de ganado por unidad de área de la tierra. Sin embargo, nos encontramos con poca aceptación y aplicación del conjunto limitado de sistemas de pastoreo que se han desarrollado en diferentes investigaciones (Danckwerts *et al.*, 1993). Las estrategias de pastoreo cuando son planificadas representan la interfaz entre los gestores de pastoreo y su comprensión de la conducta de pastoreo, la vegetación

ecología, ecofisiología, la hidrología, la alimentación animal y la economía del área de distribución. Por lo tanto, el manejo adaptativo debe tener en cuenta todos estos elementos del proceso de planificación, de los cuales la elección del método de pastoreo (continuo, rotacional, diferido) es sólo una consideración (Foran y Howden, 1999).

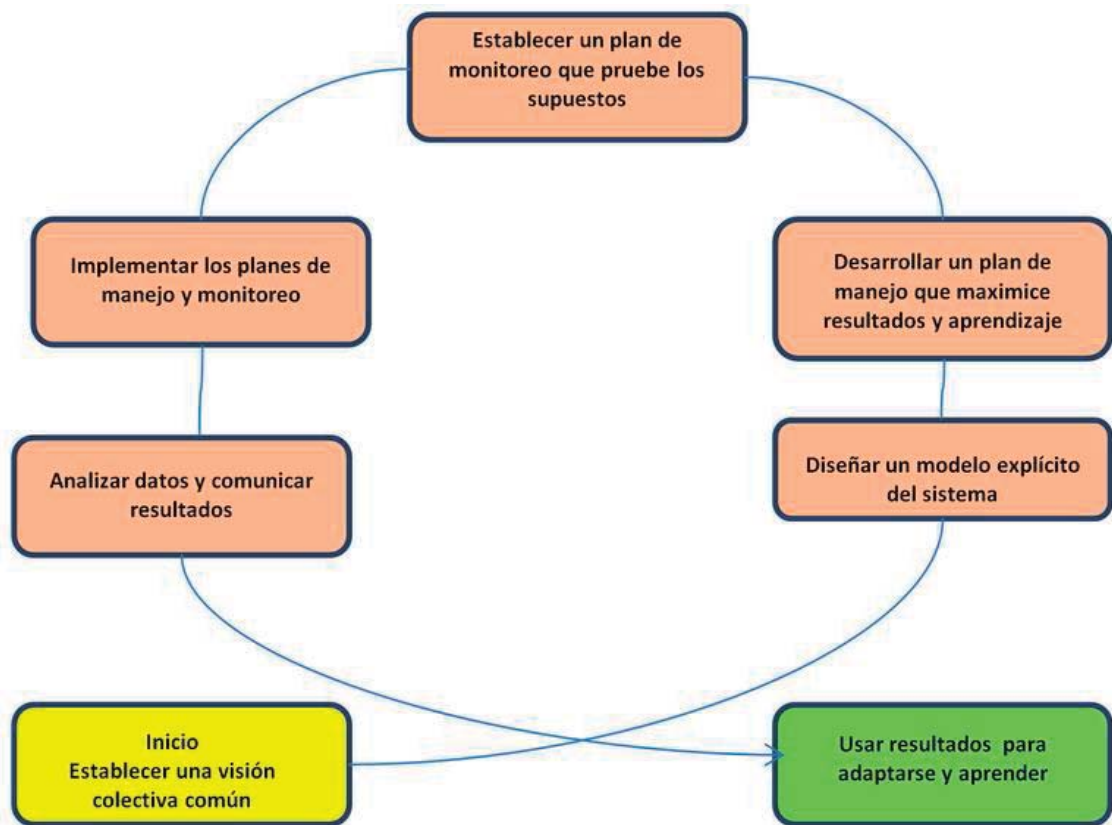


Figura 3: Manejo adaptativo: Una herramienta para Profesionales de la Conservación. Tomado de Foundation of Success (FOS).

La lista a continuación describe las motivaciones comunes para diseñar e implementar un manejo adaptativo en los ecosistemas pastoriles. En muchos casos, todas las razones que figuran a continuación están impulsando el proceso de decisión y muchos son interdependientes (Walker y Hodgkinson, 1999):

- Mejorar la rentabilidad.
- Mantener las operaciones.
- Conducir el cambio de sucesión en la dirección deseada.

- Facilitar la aplicación de otras prácticas de manejo.
- Facilitar otras empresas (centros de beneficio).
- Mejorar el hábitat de la fauna o la experiencia recreativa.
- Responder a las cuestiones ambientales (calidad y cantidad del agua, biodiversidad).
- Proporcionar servicios ecológicos para la sociedad.

2.2.2 Control Estricto del Pastoreo

Los sistemas de pastoreo son generalmente complejos y el proceso de toma de decisiones humana es una parte integral de la función y estructura de los ecosistemas. En la actualidad, los sistemas de pastoreo se han redefinido no sólo buscando la rentabilidad animal, sino también para darle sostenibilidad al ecosistema, de tal forma que la productividad primaria también es priorizada a través de los métodos de pastoreo elegidos por una organización, con lo cual todos los componentes de manejo del pastoreo son planificados al elegir un determinado sistema (descanso, diferido, rotacional, ajustado a la estación, entre otros) (Briskey *et al.*, 2006).

Investigaciones han demostrado que el uso del control estricto del pastoreo como herramienta de manejo permite una adecuada gestión de la biodiversidad y los recursos naturales con el consecuente aumento de la producción forraje de alta calidad (Milchunas *et al.*, 1988). Postergar el pastoreo en la época crítica, hacerlo estacional, diferir el campo y utilizar diferentes especies animales, alternando la carga y presión de pastoreo en áreas de pastizales, puede alterar las relaciones de competencia para mejorar la diversidad vegetal a través de la perturbación diferencial de las especies preferidas reducir las especies de plantas indeseables y mantener un equilibrio en la comunidad vegetal (Swanson, 1987).

El control estricto del pastoreo se ha integrado en el contexto de los nuevos marcos ecológicos y su entendimiento es destacado como esencial para la toma de decisiones, priorizando la idea de visión del paisaje por parte de la organización (Milchunas *et al.*, 1988). La sostenibilidad de los ecosistemas de pastoreo en el futuro requerirá de mayores vínculos entre el proceso de toma de decisiones humana, los procesos ecológicos, los sistemas económicos y los sistemas políticos a través de la gestión

temporal y sostenible de los pastos y pastizales a escalas espaciales. Por lo tanto, el manejo del pastoreo planificado opera en una amplia gama de sistemas de producción y con una diversidad de objetivos de gestión. En todos los casos, sin embargo, sólo hay un número limitado de medios de control del proceso de pastoreo (Fuhlendorf, 1996). A continuación revisaremos dos de los métodos de pastoreo más utilizados en áreas de conservación, el descanso-rotación y el pastoreo diferido.

A. Descanso-rotación del Campo

El descanso de pastizales puede definirse como el no uso o utilización de un área destinada al pastoreo durante un año proporcionando un mayor periodo de recuperación de las plantas y fomentando la vida silvestre en el pastizal sin ganado durante el periodo crítico dormante (Holechek, 1987). Esto se traduce en una mejora de la producción de forraje, valor estético, las propiedades del suelo y calidad del agua. El descanso-rotación como estrategia de recuperación resulta ideal para mejorar la condición de pastizales pobres y favorecer la conservación de ecosistemas (Flores, 1999).

El descanso de pastizales, por su naturaleza, no involucra altos riesgos ni costos, ni requiere un alto nivel de entrenamiento, ni el empleo de altos niveles de tecnología por parte del productor. Sin embargo, en el contexto de pastizales que son manejados como propiedad en comunes se requiere normas de gestión y organización que funcionan de manera efectiva. Estudios reportan que los niveles de incremento en la producción pueden llegar hasta un 200 por ciento dependiendo del potencial del sitio, nivel de manejo y supervisión posterior a su implementación (Herbel, 1983). Sin embargo, aspectos como el tipo de suelo, composición florística y el clima local son determinantes, ya que mientras mejor es el balance entre estos tres componentes, mayor será la posibilidad de obtener mejor respuesta y por ende resultados económicos. A diferencia de las estrategias intensivas, los efectos del descanso-rotación sobre la función hidrológica, composición florística y rendimiento forrajero toman más tiempo en manifestarse (Flores, 1999).

B. Pastoreo Diferido

El sistema de pastoreo diferido es una de las estrategias más importantes para la mejora de los pastos y se define como la postergación o retraso del pastoreo hasta que las plantas claves se hayan diseminado a través del semilleo (Skovlin *et al.*, 1976). Consiste en la combinación de periodos de pastoreo y no pastoreo aplicados a un grupo de plantas basados en el conocimiento cabal de su respuesta a la defoliación (Flores, 1999) y para lo cual el sistema consiste en dividir el campo de pastoreo en dos potreros, de modo que cada uno reciba un pastoreo diferido cada dos años. Sin embargo existen modificaciones de este sistema para la recuperación de campos degradados, en donde las características claves sigue siendo que periódicamente (cada 2 a 4 años) cada potrero recibirá diferimiento dependiendo de la cantidad de pasto (Holechek *et al.*, 1998).

Los beneficios de este sistema consiste en la mejorara de la condición de los campos, logrando una utilización uniforme del pastizal, minimizando la destrucción de áreas deterioradas, manteniendo los pastizales de elevada calidad y reduciendo las áreas de sacrificio. El fundamento del sistema de pastoreo es la combinación de tratamientos de descanso y diferimiento que evite, en la misma época y con la misma especie animal, todos los años, el pastoreo de las canchas cuando las plantas son más susceptibles al pastoreo (Flores, 1999).

Estudios reportan que la respuesta de las plantas al pastoreo diferido es superior al continuo en ecosistemas de montaña (Holechek *et al.*, 1998). Sin embargo el rendimiento productivo de los animales, no fue diferente en estudios que comparan los sistemas continuos, de temporada larga y de rotación diferida (Skovlin *et al.*, 1976). Sin embargo, el pastoreo después del semilleo, cuando los pastos perennes tienden a ser más tolerante al pastoreo, puede permitir mayores tasas de carga y compensar la ganancia por animal sin dañar el recurso pastizal. Asimismo, proporciona una mejor oportunidad para mantener el vigor de las plantas y zonas preferidas para pastar en comparación con el pastoreo continuo y funciona mejor cuando existen diferencias considerables entre la palatabilidad de las plantas (Chaney *et al.*, 1990).

En programas de recuperación de pastizales, el pastoreo diferido ha sido utilizado como herramienta para el manejo ecológico de ecosistemas de áreas ribereñas que han sido sobreexpuestas para el pastoreo con ganado (Manejo de Áreas Ribereñas, 1993). Por ejemplo, en áreas ribereñas o cercanas a una fuente de agua natural, el diferimiento se establece sobre la base del conocimiento del comportamiento de búsqueda de alimento animal, de tal forma que los animales no ingresan a estas áreas durante la temporada crítica en la que son más propensos a preferir las plantas herbáceas o leñosas, las cuales constituyen componentes estructurales críticos de hábitat de vida silvestre (anidación) y otros servicios como la captura de sedimentos y la disipación de la energía erosiva en los arroyos (Kauffman *et al.*, 1982).

2.2.3 Manejo de la Vegetación y Cobertura Vegetal

Las especies nativas de pastizales son más eficientes utilizando la energía solar, y más tolerantes a los estreses ambientales de temperatura y humedad, que les impone la zona altoandina, que las especies exóticas (Hartmann *et al.*, 1990). Estas diferencias a favor de los pastizales se hacen más notorias a medida que la altitud aumenta y la topografía se hace más difícil (Herbel, 1983). En este caso, el manejo de la vegetación es la alternativa más viable para la recuperación de ecosistemas degradados, debido a que sus exigencias en comparación son estrategias intensivas menores, como la presencia de especies invasoras (>70 por ciento), condición pobre del pastizal, tendencia negativa y una pendiente menor al 30 por ciento (Flores, 1999). Dentro de las prácticas destinadas al manejo de la vegetación y cobertura vegetal encontramos el control integrado, la revegetación de esquejes de plantas nativas y las enmiendas orgánicas y fertilización.

A. Control Integrado

El control integrado tiene como objetivo eliminar y reducir la población de especies indeseables, las cuales pueden ser tóxicas o no palatables (Janick, 1979). Expertos señalan que el control de estas especies se puede lograr descansando el campo por el período de un año o pastoreando después de que las plantas deseables han madurado y diseminado sus semillas, o combinando ambas técnicas, a pesar de que existen malezas que no responden a estas prácticas. Cuando esto sucede se debe

recurrir al uso de herbicidas, el cual tiene una serie de ventajas entre las que cabe mencionar el empleo de muy poca mano de obra, mayor velocidad de trabajo y el retardo considerable del rebrote (Pettit, 1999).

Herbel (1983) reporta que al combatir estas plantas, la producción forrajera puede aumentar hasta en un 700 por ciento, por lo que es indispensable controlar la proliferación de estas especies indeseables. El impacto ambiental positivo de esta estrategia se refleja en la mejora de la condición de los pastos y en un incremento en la cantidad y calidad de forraje. El impacto ambiental negativo se traduce en la posibilidad de que algunas semillas o partes vegetativas puedan quedar después del control de estas plantas, generándose así un nuevo rebrote que afecte la pastura; muchos de los herbicidas pueden dañar a las plantas deseables y de buen valor forrajero, disminuyéndolas progresivamente. La desaparición de estas plantas indeseables beneficia a la producción pecuaria incrementando la capacidad de carga y la producción animal (Pettit, 1999).

B. Revegetación con Especies Nativas

La revegetación con especies nativas es recomendable en canchas que han sido fuertemente sobrepastoreadas, donde es casi imposible mejorarlas con sistemas de rotación de canchas, debido a la poca cubierta vegetal existente que limita el pastoreo y por lo que es propensa a sufrir los efectos negativos del pastoreo por efecto del pisoteo (CIPEJ, 1991). Esta estrategia se aplica cuando se presenta una severa reducción del potencial forrajero de un área, es decir cuando la cobertura vegetal y la composición de especies deseables (de buen valor forrajero) disminuyen drásticamente y/o cuando exista el riesgo de erosión del suelo (Stevens, 1981). Aunque esta práctica puede llevarse a cabo también cuando los pastizales presenten una condición regular y buen potencial, donde por medio de la revegetación se puede incrementar la cantidad y calidad del forraje disponible (CIPEJ, 1991). El incremento de la producción forrajera que se podría obtener a través de la revegetación puede llegar hasta un 900 por ciento (Herbel, 1983).

La revegetación con especies nativas debe restringirse a aquellos lugares con topografía plana a ligeramente inclinada, con altitudes menores a 4200 msnm, de

suelos moderadamente profundos a profundos y pH mayor a 4.5, siendo más recomendable emplear una enmienda previa con abonamiento o materia orgánica para asegurar el éxito de esta práctica (Herbel, 1983). La revegetación con especies nativas no tiene restricciones excepto por la falta de información documentada, por lo que de forma práctica se recomienda llevarse a cabo una vez establecido el periodo de lluvias (setiembre a octubre) para asegurar una buena humedad del suelo durante la época crítica del establecimiento de las plantas. Esta resiembra debe realizarse con material vegetativo bajo la forma de esquejes pues el poder germinativo de las especies nativas es muy pobre (Flores, 1999).

La selección de especies forrajeras a utilizar para una revegetación estará basada en la adaptación de las mismas a las características del clima y del suelo. La utilización de matojos de chiliguales para la resiembra de pastizales es la práctica más común, sin embargo, se pueden utilizar algunas especies de leguminosas y/o arbustivas forrajeras. Es ideal utilizar aquella especie vegetal clave del sitio de pastizal, ya que está comprobado su mayor valor forrajero y una mayor producción de materia seca. Asimismo, la aplicación de esta estrategia requiere de la instalación de cercos para excluir al área revegetada del pastoreo al menos por los dos años siguientes a la siembra de los esquejes, de modo que asegure su establecimiento, longevidad y manejo posterior (CIPEJ, 1991).

Un esqueje es un fragmento de planta separado con una finalidad reproductiva y consisten en fragmentos de tallos y raíces que se utilizan para introducirlos en la tierra, a fin de producir nuevos individuos idénticos a sus progenitoras, es decir, formarán con ellas un clon (McArthur *et al.*, 1984). Muchas plantas del pastizal pueden ser exitosamente establecidos a través del trasplante de esquejes para proporcionar una rápida mejora de la cobertura del suelo y producción de forraje (Stevens, 1981).

Un trasplante exitoso se logrará con procedimientos estrictos, ya que por lo general es un procedimiento que se realiza a mano recolectando material vegetal en áreas de pastizal de condición buena a excelente y para lo cual dentro de las consideraciones tenemos: (1) nunca permitir que se sequen las raíces o tallo extremos del esqueje (2) mantener los esquejes frescos, es decir no permitir que se

sobrecalienten antes de la siembra, (3) efectuar el trasplante durante los períodos fríos con adecuada humedad del suelo, (4) la compactación de suelos alrededor de las raíces durante la siembra, y (5) eliminar la competencia entre las plantas alrededor del trasplante (Stevens, 1981).

Los tipos de esquejes se pueden clasificar en i) esquejes de plantas suculentas y semileñosas y ii) esquejes de plantas leñosas. Los *Esquejes de Plantas Suculentas y Semileñosas* involucran a un gran número de especies nativas e introducidas de herbáceas, gramíneas y arbustivas (Hartmann *et al.*, 1990). Esquejes de este tipo requieren un mayor cuidado en su almacenamiento si el trasplante no es inmediato y resultan más costosos para propagar por el manejo a realizar (Janick, 1979). Los esquejes de tallos suculentos son obtenidos a partir de tallos no dormantes durante la época de crecimiento y en especies vegetales de hoja caduca o de hoja perenne antes que comiencen a lignificar. Por su parte, los esquejes semileñosos se recogen de ramas parcialmente lignificadas durante la primera etapa de crecimiento en primavera en especies vegetales leñosas de hoja perenne y especies latifoliadas caducifolias parcialmente maduras. Los esquejes semileñosos son más resistentes al trasplante, pero generalmente enraízan más lentamente (Hartmann *et al.*, 1990; Janick, 1979).

La retención de nutrientes en las hojas de estas plantas es esencial, ya que estos esquejes contienen bajas cantidades de materiales alimenticios almacenados, por lo que es recomendable adicionar un suministro de nutrientes disponibles través de una fertilización o guano durante el período de enraizamiento (Hartmann *et al.*, 1990). Las raíces de esquejes semileñosos crecen rápidamente bajo condiciones de invernaderos, sistemas humedad controlada y técnicas especiales con químicos para promover el enraizamiento, mantener altos niveles de humedad y evitar el marchitamiento, y requieren mayor cuidado antes de la plantación, en comparación a los esquejes suculentos (Janick, 1979).

Esquejes suculentos y semileñosos deben recogerse de plantas sanas, con buena proporción de material verde que crecen a pleno sol. El mejor material para obtener esquejes de este tipo por lo general provienen de ramas laterales de arbustos y sectores suculentos de matas que constituyen el mayor promedio de crecimiento

(Hartmann *et al.*, 1990). El corte temprano generalmente puede forzar el crecimiento de numerosos brotes laterales desde la que se pueden hacer recortes. Esquejes de este tipo deberán recogerse por lo general en horas de la mañana, de tallos erectos y húmedos (Norris, 1983) y si deben almacenarse por días deberán refrigerarse. El corte basal de los esquejes semileñosos se hace por lo general sólo por debajo de un nodo, con un tamaño promedio de 8 a 15 cm para la siembra bajo condiciones de invernadero, y un poco más largo (10 a 17 cm) para siembras a campo abierto. El plazo para la recolección de esquejes suculentos y semileñosos varía entre las especies y deberán ser manejados con cuidado para prevenir la desecación. El éxito del enraizamiento es alto y se produce rápidamente, generalmente dentro de 2 a 5 semanas (Hartmann *et al.*, 1990).

Esquejes de Plantas Leñosas son preparados a partir de plantas con crecimiento de años anteriores o más (tallos dormantes). Ellos pueden ser recogidos rápidamente en grandes cantidades, y transportarse a través de largas distancias, siendo recomendable un proceso previo de almacenamiento en frío para asegurar su establecimiento antes de su trasplante, y son más duraderos que otros tipos de esquejes. Muchos árboles y arbustos de hoja caduca y de hoja perenne se propagan fácilmente por este método, lo cual resulta económicamente rentable (Hartmann *et al.*, 1990).

Esquejes leñosos son más viables y tienen mejor resistencia al trasplante, condición que permite una mayor flexibilidad en los programas de revegetación en cuanto a la cantidad de material a utilizar durante la plantación según las condiciones del lugar (Hartmann *et al.*, 1990). En las zonas con climas templados, esquejes latentes pueden ser recogidos y plantados inmediatamente en el otoño. Alternativamente, esquejes leñosos pueden ser recortados a la longitud deseada, almacenados en húmedo con aserrín, arena o tierra arenosa y almacenados sin calefacción o en una sala refrigerada en aproximadamente 40 °F (4 °C) hasta que llegue la primavera (Williams y Hanks 1976).

La inmersión o remojo de las bases de esquejes leñosos en la zona de la raíz en soluciones o productos químicos tales como ácido acético naftaleno y ácido indolacético promueve el enraizamiento de algunas especies de árboles como el

sauce. Remojar los esquejes leñosos en un 3 por ciento de dicha solución durante 10 a 15 minutos, seguido de un secado a fondo antes de la revegetación, reduce la invasión por hongos. Asimismo, pueden ser tratados con un sellador para reducir la desecación después de la siembra. Estos tratamientos pueden ser completados antes de su almacenamiento o en el campo previo a las operaciones de siembra (Hartmann et al., 1990; Williams y Hanks, 1976).

2.2.4 Manejo de la Cobertura del Suelo

En esta situación, la biomasa y productividad del pastizal están disminuidas con una gran pérdida de la cobertura perenne, incremento de plantas anuales e invasoras y suelo desnudo (Herbel, 1983). En este caso, el manejo de la cobertura del suelo es la estrategia más viable para recuperar el ecosistema degradado, debido a que sus exigencias en comparación son necesariamente intensivas y contempla estatus pobre o muy pobre del pastizal, con una tendencia negativa y alejado de una fuente de agua principal (Flores, 1999).

Dentro de las estrategias de mejora encontramos las prácticas de conservación de suelos, como son las zanjas, los surcos y hoyos de infiltración. Prácticas que se aplican sobre la base que la conservación del suelo es la medida más adecuada para el control de la erosión, integrando todo lo relacionado con el uso racional del suelo y su tratamiento (Carlson, 1990). Por otra parte, las obras de conservación de suelos, permiten la recuperación de terrenos degradados por procesos de erosión y desertificación (Suarez, 1980). Numerosos estudios han demostrado la alta eficiencia que presentan tales obras, en combinación con plantaciones, para la captura de humedad, lo que genera un desarrollo más rápido y sostenido de las tierras de usufructo comunal (Pavez, 2004).

Las **zanjas de infiltración**, son canales sin desnivel construidos en laderas, los cuales tienen por objetivo captar el agua que escurre, disminuyendo los procesos erosivos, al aumentar la infiltración del agua en el suelo. Estas obras de recuperación de suelos, pueden ser construidas de forma manual o mecanizada, y se sitúan en la parte superior o media de una ladera, para capturar y almacenar la escorrentía proveniente de las cotas superiores (Suarez, 1980). La justificación principal de las zanjas de infiltración

es el efecto que producen sobre la estabilización del suelo; es decir, son agentes propiciadores de almacenamiento de humedad para las plantas, a través del almacenamiento temporal de escorrentías superficiales. Debe señalarse que un sistema de zanjas de infiltración por sí solo, no controlaría totalmente el fenómeno erosivo, siendo necesario revegetar con pastos o forestar los espacios intermedios entre zanjas, o adoptar otras prácticas conservacionistas como la aradura, el subsolado y la siembra en contorno (Carlson, 1990).

Los **surcos de infiltración** es una práctica que consiste en establecer pequeños surcos o canaletas lineales de 15 cm de profundidad, elaborados con el mismo suelo y rocas, con un distanciamiento mínimo de 3 a 5 m los cuales siguen las curvas de nivel del terreno (Suarez, 1980). Esta práctica reduce la escorrentía superficial, protege a los suelos ubicados más debajo de sufrir por salinidad y la erosión, y permite una mayor infiltración del agua, condición que mejora el contenido de humedad del suelo y consecuentemente la productividad. La duración promedio de los surcos es de 25 años pero puede ser menor en suelos inestables y se recomienda aplicarlo en campos cuyo estado de conservación es de 6 años ó menos (Lemus, 2003).

Los **hoyos de infiltración** es otra práctica que consiste en construir hoyos de 15 cm de profundidad y 10 cm de diámetro, con un distanciamiento mínimo de dos metros sobre el tapiz natural en áreas con pendientes moderadas a fuertes y constituyen bases de captación de agua en el suelo (Lemus, 2003). Su contribución y diseño tiene como objetivo capturar y almacenar agua dentro del hoyo y su alrededor para el uso de las plantas, controlando de este modo la escorrentía superficial. Tiene un impacto positivo por la menor perturbación sobre el tapiz natural y reportes señalan que mejora la productividad de las plantas existentes y la cobertura vegetal (Pavez, 2004).

2.2.5 Enmiendas Orgánicas

El uso de enmiendas orgánicas o aplicación de materia orgánica es una práctica agrícola muy difundida, la cual es conocida como majadeo o redileo y consiste en mantener encerrado al ganado para hacerlo dormir en una parcela acotada por una red, cerco o dispositivo fácilmente reubicable (Rodríguez, 2006). Durante el día, el ganado sale a pastar para evitar el deterioro del campo fertilizado y evitar que el ganado

consume el forraje con sus propias deyecciones. A la noche siguiente, se cambia el emplazamiento del redil, moviendo el cercado hacia otra parcela contigua y así sucesivamente hasta conseguir que el ganado haya dormido y depositado sus deyecciones en toda la superficie del terreno (Rodríguez, 2006). Normalmente se emplea ganado ovino para realizar esta práctica debido a su menor impacto sobre la compactación del suelo, en la que si consideramos una densidad de 1 unidad ovino/m², permitirá obtener hasta una cantidad de estiércol de 8 t/ha depositado en una noche, sin embargo no hay demasiadas cifras relativas a los aportes reales de materia orgánica que representa esta práctica (Urbano, 1985).

El majadeo es una práctica que condiciona el manejo ecológico del sistema, debido a la manipulación del componente biótico para que el ciclo de nutrientes ocurra de modo uniforme, aprovechando los beneficios que tienen sobre el suelo las deyecciones sólidas y líquidas del ganado para estimular la producción de humus, enriquecer la composición de las plantas de alta productividad y ejercer un efecto estimulante sobre la población microbiana del suelo (Rodríguez, 2006). El impacto del majadeo depende de factores como el nivel de consumo, la digestibilidad del pasto, el tipo y edad del animal, la carga animal y régimen de explotación (Langer, 1973). Estudios reportan incrementos de hasta un 600 por ciento de la productividad potencial del pastizal al realizar prácticas de adición de materia orgánica bajo la forma de estiércol y orina (Herbel, 1983) y la cantidad de estiércol a aportar dependerá del correspondiente balance de materia orgánica, en dicho caso hablamos de dosis de mantenimiento o conservación y dosis de enriquecimiento o de corrección (Langer, 1973).

Una unidad ovino (UO) elimina una cantidad aproximada de 1.2 a 1.8 kg de estiércol fresco/día y su composición es del orden: 64.0 por ciento de materia seca, 8.30 por ciento de nitrógeno, 2.30 por ciento de fósforo (P₂O₅), 6.70 por ciento de potasio (K₂O) y 3.0 por ciento de calcio (CaO) (Tortosa *et al.*, 2012). El nitrógeno del estiércol se encuentra exclusivamente en forma orgánica, por lo que requiere de una mineralización previa para que las plantas puedan absorberlo (Langer, 1973). El P₂O₅ y el K₂O se encuentran aproximadamente al 50 por ciento en forma orgánica y mineral, pudiendo en principio, suministrar a la planta la parte mineral pero requiriendo para su utilización completa la mineralización de la parte orgánica (Urbano, 1985). Investigaciones reportan que la tasa de mineralización de la materia

orgánica es del 0.4 a 0.5 por ciento bajo condiciones de la sierra central. A diferencia del estiércol, la orina de ovino contiene los nutrientes disponibles para las plantas, en cantidades de 1.35 por ciento de nitrógeno, 0.05 por ciento de fósforo y 2.10 por ciento de potasio (Añasco, 2001).

Otra práctica de mejora de la cobertura vegetal muy difundida en nuestro medio es la fertilización o abonamiento, lo cual demanda la presencia de niveles de agua adecuados y forraje disponible, que no están presentes en pastizales de condición muy pobre. La fertilización se realiza con el objetivo de mejorar la fertilidad del suelo, la estructura y textura del mismo, así como incrementar la producción y mejorar la calidad del forraje; adicionalmente, contribuye al aumento de la cobertura vegetal del suelo (Florez y Malpartida, 1987). Esta práctica puede realizarse con fertilizantes sintéticos u orgánicos. Los primeros generalmente se usan en sitios de condición buena o excelente, ya que la vegetación muestra una respuesta a la fertilización sintética que justifica su alto costo. La segunda forma de fertilización es practicada en pasturas de cualquier condición con el guano de los animales, para lo cual es importante lograr una distribución adecuada del guano en la superficie del terreno. Los fertilizantes orgánicos se aplican en cantidades mucho más grandes que los químicos, tal vez 50 a 100 veces más (Moreno, 2001).

Herbel (1983) reporta que esta estrategia genera un gran aumento en la producción de forraje pudiendo llegar hasta un 600 por ciento. Los fertilizantes, al igual que las demás estrategias, producen un impacto ambiental positivo ya que mejoran la fertilidad del suelo, la diversidad florística y la cobertura vegetal; también puede generar un impacto ambiental negativo por la contaminación del agua subterránea. La sobredosis de estos fertilizantes causa toxicidad a la planta y al animal que lo consume o puede generar un incremento de malezas y plantas no deseables. Debido a la mayor cantidad de forraje obtenido y la composición química mejorada de este forraje, el impacto es el de mejoramiento de la producción resultante (Moreno, 2001).

2.3 Evaluación de Estrategias de Recuperación de Pastizales

El éxito de los programas de recuperación de pastizales puede ser evaluado bajo diversas perspectivas, considerando no sólo el punto de vista ecológico, sino también lo

económico y social. Los tres enfoques buscan evaluar la recuperación considerando la compensación del estado ecológico del hábitat hasta un punto antes de su alteración o perturbación (Milton *et al.*, 1994). El primero de ellos es la evaluación económica que pretende predecir los costos de cambios en la gestión de la vegetación, según diferentes intensidades y alternativas de programas de restauración. En segundo lugar tenemos a la evaluación ecológica, que contempla aspectos de orden ecológico a través de la estimación de indicadores del ecosistema, y por último, la dimensión social debido a que son los grupos humanos los que utilizan y habitan sobre estas áreas de praderas naturales intervenidas y son los ejecutores directos. No puede estudiarse la efectividad de un plan de recuperación a través de una sola variante, por lo que es necesario contemplar estos tres aspectos para un mejor estudio de su impacto en el conjunto de la sociedad (Zapata, 2010).

2.3.1 Evaluación Económica

Investigaciones que han evaluado el impacto de las acciones de manejo potenciales sobre los recursos naturales, por lo general no se han ocupado de los costos, un componente importante de este problema para los administradores. Por citar un ejemplo, la revegetación de extensas áreas de pastizal resulta una práctica costosa, sin embargo si se mantiene a la vegetación nativa (si se utilizan semillas o esquejes de plantas nativas) se impediría el establecimiento de malezas o grupo de plantas indeseables proporcionando así beneficios ecológicos que habría que considerar en la evaluación económica (West, 1999). Asimismo, la inversión en programas y planes de mejora reduce futuros gastos en los esfuerzos de recuperación de pastizales (Wright y Bailey, 1982). Estos efectos de la recuperación se deben considerar al momento de elegir entre las posibles estrategias de mejora y comprender la dinámica de la vegetación y los costes de gestión a través del tiempo en diferentes escenarios (Logofet y Lesnaya, 2000).

Los costos de gestión deberían incluir tanto la recuperación como los costos de los servicios ambientales, por decir si planificamos la aplicación de una determinada estrategia de recuperación de pastizales, estos costos totales deberán incluir tanto los gastos en la aplicación de dicha estrategia, como el ahorro que conllevaría al desarrollar otras prácticas que deberían ejecutarse posteriormente ante un escenario

negativo (Wright y Bailey, 1982). Utilizamos los diferentes métodos de evaluación económica para identificar aquellas estrategias de manejo al mínimo costo y desarrollar funciones totales y marginales de costos para controlar el estado de degradación y para el mantenimiento de la vegetación nativa en el paisaje (Forbis *et al.*, 2006).

Las funciones de coste facilitan la elección entre alternativas de estrategias de restauración mediante la vinculación de los resultados obtenidos con la vegetación y los costes asociados. Asimismo, en combinación con el valor monetario de los beneficios proporcionados por la vegetación (por ejemplo, forraje y los valores del hábitat), las funciones de costo proporcionan la información necesaria para determinar las opciones de gestión más eficientes. Sin embargo alguno de estos valores no comerciales de los pastizales aún no han sido en su mayoría cuantificados y aún están en proceso de estudio (Epanchin-Niell *et al.*, 2009).

La evaluación económica de la recuperación de pastizales es una medida muy desarrollada en los Estados Unidos para el mantenimiento de la vegetación nativa en el paisaje. Uno de los métodos más utilizados es el *Modelo Estocástico de Markov* (Logofet y Lesnaya, 2000), que permite el estudio de la dinámica de la vegetación de un ecosistema en particular, a fin de predecir los costos de cambios en la gestión de la vegetación, según diferentes intensidades y alternativas que resultan de la aplicación de programas de recuperación de pastizales.

Este método permite la obtención de costos totales mínimos para el mantenimiento de la vegetación nativa en el paisaje, lo cual favorece la toma de decisiones en cuanto a inversión en la estrategia de recuperación en pastizales, permite incorporar al análisis los costos asociados con el restablecimiento de la vegetación y aumentar la prioridad de la recuperación en los presupuestos, lo cual se traduce en la reducción de los costos de gestión a largo plazo para el manejo de un ecosistema en particular, además de considerar los beneficios ambientales (Epanchin-Niell *et al.*, 2009).

Otro método para la evaluación económica de los programas de recuperación de pastizales es a través de los *Presupuestos*, los cuales requieren de una cuidadosa evaluación de la factibilidad económica de los planteamientos propuestos (Bernardo,

1990), debido a que no solo debe ser efectivo en cuanto al incremento de la producción forrajera, sino también por su contribución con la economía del ganadero (Evans y Workman, 1994). Las ganancias obtenidas con las prácticas de mejoramiento de pastizales pueden presentarse de la siguiente manera: mediante un aumento en su capacidad productiva (lo cual puede ser convertido en productos para la venta y comercialización), la reducción de los costos de operación para el ganadero, y la conservación de los recursos naturales. El ganadero usualmente puede obtener algunas ganancias de las dos primeras, sin embargo, él no se beneficia económicamente de la tercera de un modo directo (Jefferies *et al.*, 1970).

La finalidad de realizar el presupuesto es el obtener información acerca de los estados financieros actuales que se manejan sobre las inversiones en tierras y mejoras tecnológicas, controlar los gastos para alcanzar las metas propuestas y determinar los indicadores económicos de su rentabilidad (Workman, 1981). Los presupuestos también se emplean para evaluar si la implementación de algún programa de mejora en pastizales resulta rentable o no, debido a que proveen información múltiple sobre su uso de forma apropiada (Jobes, 1997). Existen diversos tipos de presupuestos que pueden ser usados en el proceso de gestión de planes de mejoramiento de pastizales; sin embargo, el más adecuado y que ha demostrado mayor aceptación en nuestro país es el de planificación parcial o *Presupuesto Parcial* (Linares, 1995).

2.3.2 Evaluación Ecológica

Dependiendo del grado de degradación, la recuperación de la vegetación de las áreas severamente degradadas por medio de procesos de sucesión natural es muy lento por lo que la intervención activa en forma de tecnologías debe ser aplicada. La evaluación ecológica del éxito de una restauración de pastizales involucran procedimientos cuantitativos de muestreo de vegetación que incluye las mediciones de la cubierta vegetal, frecuencia y densidad, en un periodo de tiempo de por lo menos un año con la finalidad de determinar el establecimiento y la dinámica de la vegetación del ecosistema, así como las especies utilizadas en los tratamientos de recuperación con lo cual se espera que los parámetros mejoren progresivamente hasta alcanzar un estatus similar a las condiciones iniciales, es decir antes de su sobreutilización por parte del ganado o por la gestión de malas prácticas de manejo (Van den Berg y Kellner, 2005).

La evaluación ecológica de programas de recuperación de ecosistemas de pastizal requiere de un enfoque más mecanicista, que involucre a todos los factores asociados que favorecen y regulan la germinación, el establecimiento de plántulas y desarrollo de comunidades de plantas naturales en sitios que han sido intervenidos con fines de incrementar la diversidad biológica (Van den Berg y Kellner, 2005). Perspectivas y procesos de restablecimiento de la vegetación de los pastizales requieren de conceptos específicos y aspectos de la sucesión y desarrollo de la comunidad vegetal, como la ecología del semillero, los patrones temporales y espaciales de la disponibilidad y uso de los recursos, rasgos de historia de vida de las especies e interacciones entre las especies (Tongway y Hindley, 2004). La medición continua de datos ambientales y biológicos detallados en una escala apropiada (hasta un nivel de planta por ejemplo) permitirá el desarrollo de modelos mecánicos que puedan ser utilizados para predecir el establecimiento de las plantas y el desarrollo de la comunidad vegetal bajo diferentes condiciones ambientales (Call y Roundy, 1991).

Uno de los métodos empleados para evaluar el éxito de la recuperación de ecosistemas de pastizales desde el punto de vista ecológico es el de Análisis de funciones del paisaje o *Landscape Function Analysis* (LFA) lo cual estudia las funciones ecológicas fundamentales del paisaje como son la estabilidad del suelo, infiltración del agua y ciclo de nutrientes (Tongway y Hindley, 2004). Este método proporciona una visión general de las diferencias funcionales entre tipos principales del sitio, lo cual puede ser utilizado como una herramienta para medir el éxito de la restauración. Al utilizar este método, las tres funciones consideradas por el LFA están determinadas e influenciadas por una sola variable, la cubierta vegetal perenne, pero también significativamente afectadas por diferencias sutiles entre los tipos de sitios, como por ejemplo la cantidad de hojarasca o cobertura de gramíneas. (Tongway y Hindley, 2004).

Otros métodos para evaluar el estatus ecológico de los ecosistemas y que pueden ser empleados para estimar el éxito de los programas de recuperación de pastizales son los métodos de Pyke et al. (2002), Milton et al. (1998) y transección lineal (Parker 1951), metodologías que fueron probados por el Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales (2010) en tesis e investigaciones realizadas en la ecoregión puna (Flores, 2010). Pyke et al (2002) desarrollaron un rápido método cualitativo para evaluar el

estado de salud del pastizal en un punto en el tiempo, utilizando como referencia una serie de indicadores de procesos ecológicos y estabilidad del sitio citados por un panel de expertos de la “Sociedad de manejo de pastizales” y el “Consejo Nacional de Investigación”. Este método evalúa 17 indicadores para evaluar a los 3 atributos del ecosistema (suelo y estabilidad del sitio, función hidrológica, e integridad biótica) para un sitio de pastizal específico.

Milton *et al.* (1997) propusieron una metodología para la determinación del estado de salud de las tierras de arbustos y ecosistemas semiáridos de Karoo, Sudáfrica. En su evaluación se distinguen tres aspectos: la descripción del sitio, el registro de pastoreo y la evaluación del estado de salud del sitio propiamente dicho. En la descripción del sitio se incluyen los datos referidos a la fecha de evaluación, las características del terreno, el tipo de vegetación, los acontecimientos climáticos relevantes, y el daño causado por los insectos o pequeños mamíferos silvestres. En el registro de pastoreo se indica el área del campo, el tipo y número de ganado, la capacidad de carga recomendada en unidades animales (UAs) y el tiempo que el ganado pastorea. La evaluación del estado de salud se realiza mediante la apreciación visual del sitio (área de estudio) bajo los criterios de valor forrajero, intensidad de pastoreo, indicadores de perturbación, regeneración de plántulas y suelo-salud del sitio.

El método de *Transección Lineal* desarrollado por Parker (1951) es muy utilizado por objetivo, sencillo y rápido en la determinación de la composición de especies vegetales y cobertura en grandes áreas de un prado. Se basa en la realización de censos de vegetación para estudiar la contribución de cada especie de planta a la vegetación de un determinado sitio. En esta metodología, las especies botánicas encontradas son clasificadas taxonómicamente y de acuerdo a su grado de deseabilidad para una determinada especie animal (ovinos, vacuno o alpaca) en deseables, poco deseables e indeseables (Flores, 1999), para luego estimar un puntaje de condición que califica en los rangos de excelente (81-100), bueno (61-80), regular (41-60), pobre (21-40) y muy pobre (0-20).

2.3.3 Evaluación Social

En la actualidad las prácticas culturales ancestrales, los saberes locales y las visiones del mundo local se están incorporando en la planificación y gestión de áreas naturales protegidas y están contribuyendo positivamente en el desarrollo de programas para la recuperación de ecosistemas (Zapata, 2010). Prácticas culturales locales apropiadas de larga duración pueden ser vistas como alternativas de mejora en una serie continua de la influencia humana y esta debe ser evaluada desde la percepción local (Agencia Parques Canadá, 2009).

A través de su relación con la naturaleza, las comunidades campesinas tienen conocimiento único y extenso desarrollado sobre estos sistemas, por tanto para ser eficaz, participativo y apoyarse en las ciencias sociales, los programas de recuperación de pastizales deben respetar las formas tradicionales de conocer y relacionarse con la tierra, fomentar y valorar el conocimiento local y la participación de los actores locales (McAllister y Vernooy, 1999). Partiendo del principio de la búsqueda por mantener y restaurar el valor ecológico de un área natural, del mismo modo se debe reconocer que la integridad ecológica no puede estar apartado de una comprensión del contexto evolutivo e histórico regional de las sociedades culturas que han dado forma al sistema, partiendo desde el sistema de utilización de las tierras por parte de los aborígenes antecesores (Agencia Parques Canadá, 2009).

Los programas de restauración ecológica reconocen y valoran al componente humano como un agente clave que se esfuerza por asegurar su supervivencia en el entorno natural mediante la aplicación de prácticas de manejo basado en saberes locales y valores culturales aprendidos por herencia (Zapata, 2010). Algunos ecosistemas han evolucionado durante milenios conjuntamente con prácticas culturales apropiadas (conducción de canales, la rotación del ganado, etc.) lo cual contribuye a la integridad ecológica del sistema. La restauración de estos ecosistemas podría incluir la recuperación concomitante de prácticas de manejo ecológico aborígen o local con el apoyo a la supervivencia cultural de los pueblos, sus prácticas y tradiciones como fuente de conocimiento (Agencia Parques Canadá, 2009).

La participación local de las sociedades culturales es un aspecto clave en el desarrollo de una investigación científica y esta puede evaluarse bajo diferentes iniciativas de desarrollo según el grado de involucramiento, ejecución de actividades, responsabilidades durante la experimentación y beneficios para la comunidad local (Zapata, 2010). Según el grado de participación comunal local se reconocen cuatro tipos de investigación, contractual, consultiva, colaborativa y colegiada (Marti, 2006). La investigación contractual, es aquella donde sólo un actor social tiene todo el poder sobre la mayoría de las decisiones tomadas en el proceso de investigación y puede considerarse el "dueño" de ello. Los demás participan en las actividades definidas por este actor social en el sentido de estar formal o informalmente "contratados" para proporcionar servicios o apoyo (McAllister y Vernooy, 1999).

En la participación consultiva la mayoría de las decisiones esenciales son tomadas por un actor social, pero el énfasis se pone en la consulta y acumulación de la información de otros, especialmente para identificar las limitaciones y las oportunidades, el establecimiento de prioridades y/o la evaluación (Salazar, 1992). En la participación colaborativa los diferentes actores se colocan en una base más equitativa, recalando su vinculación mediante el intercambio de conocimientos, diferentes contribuciones y distribución del poder en la toma de decisiones durante el proceso de innovación (Villegas, 2007). Finalmente, en la participación colegiada los diferentes actores colaboran como grupo, la propiedad y la responsabilidad se distribuyen por igual entre todos los socios y las decisiones se toman mediante acuerdos o consenso entre todos los actores (McAllister y Vernooy, 1999).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación se realizó en Sillacancha, un área de usufructo comunal de la Comunidad Campesina Cordillera Blanca, ubicada en el distrito de Recuay, provincia de Recuay, en la región Ancash, en las coordenadas geográficas 18L0238538 y UTM8929001, a una altitud de 4100 msnm. La zona de estudio, de acuerdo con la descripción los Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro pertenece a la clasificación Pajonal Altoandino Húmedo (Flores y Ñaupari, 2011) y de acuerdo a la descripción ecológica de Holdridge (1987), pertenece a la zona de vida denominada como Bosque húmedo – Montano Tropical (bh – MT), caracterizada por presentar una temperatura promedio de 12°C, con vientos fríos y secos y una precipitación anual promedio de 700 mm (Mamani, 2002). El tipo de pastizal es un pajonal seco (10 por ciento de humedad promedio del suelo) con una cobertura vegetal del 51 por ciento y un 2 por ciento de mantillo, dominado por una asociación de *Calamagrostis macrophylla* - *Stipa brachyphylla* - *Scirpus rigidus*. La condición del pastizal es pobre para ovinos y exhibe una franca tendencia al deterioro por el sobrepastoreo y mal manejo.

El lugar se ubica en una posición topográfica plana o casi plana (5 a 10 por ciento de pendiente). Los suelos son superficiales (25 a 50 cm de profundidad), pedregosos (45 por ciento) y con apenas un 2 a 10 por ciento de afloramientos líticos, con una textura franco-arenosa y presentan moderados signos de erosión en forma laminar. Estos suelos exhiben un pH de 4.53, una conductividad eléctrica de 0.11 dS/m, una capacidad de intercambio catiónico de 9.12 meq/100g, con un contenido bajo de fósforo disponible (3.4 ppm), un contenido bajo de potasio disponible (24 ppm) y un contenido medio de materia orgánica del 3.2 por ciento (Laboratorio de Análisis de Suelos y Aguas UNALM, 2011). En las proximidades del lugar también se pueden apreciar fuentes de agua cercanas (río y lagunas) de carácter temporal, así como tipos de vegetación pajonal húmedo (25 por ciento de humedad promedio del suelo) y césped de puna. La investigación tuvo una duración de un año, comprendido entre noviembre 2010 a noviembre 2011.

En la actualidad, el territorio de la comunidad esta sectorizado según su uso en áreas de conservación de vida silvestre, fuentes de agua, pastoreo de ovinos y vacunos, turismo, agrícola y bosque. El manejo de los campos de usufructo comunal por parte de la comunidad Cordillera Blanca se desarrolla a través de “manadas”, la cual es la base social de manejo de la ganadería en la comunidad y se trata de grupos de familias que pastorean de forma cooperativa un determinado sector asignado por la comunidad, rotando entre sí las labores de pastoreo (1 a 2 meses por familia). No existe una división o cercado en los terrenos de usufructo comunal donde pastorean estacionalmente los animales y en función a la carga animal y la extensión del área ocupada por los ovinos, se ha estimado para el área de usufructo comunal un aporte de estiércol de 131.4 kg / ha /año (Rondán y Chávez, 2014).

3.1 Tratamientos Experimentales

Se aplicaron cuatro tratamientos experimentales que resultaron de la combinación de dos prácticas de mejora de pastizales: revegetación con esquejes de dos especies de gramíneas claves *Calamagrostis macrophylla* (Cama) y *Festuca humilior* (Fehu) y dos niveles de adición de materia orgánica en la forma de estiércol y orina de ovino (0 y 4 t/ha). Estos tratamientos fueron implementados cada uno en una parcela de evaluación de 25 x 25 m, debidamente cercadas y excluidas del usufructo comunal. Este estudio se realizó bajo condiciones de secano, es decir la única forma de suplementación de agua provino de la precipitación. En adición, se realizaron evaluaciones en las áreas de pastoreo comunales colindantes a las parcelas de evaluación con la finalidad de comparar su estatus ecológico con la de los tratamientos (control).

Los tratamientos experimentales fueron:

- Control: Pastizal de condición pobre en tierras de usufructo comunal, no cercado para simular el efecto del pastoreo tradicional sobre la dinámica de la vegetación.
- Tratamiento 1: Revegetación con *Festuca humilior* con adición de materia orgánica (T1: Fehu + MO).
- Tratamiento 2: Revegetación con *Festuca humilior* sin adición de materia orgánica (T2: Fehu)
- Tratamiento 3: Revegetación con *Calamagrostis macrophylla* con adición de materia orgánica (T3: Cama + MO).

- Tratamiento 4: Revegetación con *Calamagrostis macrophylla* sin adición de materia orgánica (T4: Cama).

La incorporación de estiércol y orina de ovino se realizó a través de un majadeo (Rodríguez, 2006), para lo cual se procedió a ubicar un lote de 150 unidades ovino (UO) durante dos noches consecutivas en las parcelas que recibieron los tratamientos de adición de materia orgánica (T1 y T3). Este tiempo de permanencia en las parcelas fue suficiente para obtener un aporte estimado de 250 kg de estiércol de ovino (4 t/ha). Las especies botánicas seleccionadas para la revegetación, *Festuca humilior* y *Calamagrostis macrophylla*, fueron elegidas sobre la base de su representatividad en el ecosistema de pajonal como especies claves, es decir aquellas que son palatables para el ganado ovino, las más dominantes, con un ciclo de vida perenne y rústicas. Los esquejes fueron colectadas de áreas adyacentes y plantados sobre el tapiz natural en hoyos a un metro de distancia entre sí, equivalente a una densidad de 1 esqueje/m². En adición, se realizaron evaluaciones en el área de usufructo comunal colindante a las parcelas de evaluación, con la finalidad de comparar el estatus ecológico de estas parcelas con la de los tratamientos.

3.2 Parámetros Evaluados

La respuesta del pastizal degradado a la aplicación de los tratamientos se evaluó a lo largo de un año a través de cinco parámetros (Tabla 2), dos para determinar el efecto de la adición de la materia orgánica sobre el establecimiento de los esquejes y la dinámica de la vegetación (vigor y porcentaje de mortalidad de esquejes), otros dos para estimar la respuesta hidrológica a la revegetación con esquejes (tasa de infiltración y contenido de humedad del suelo) y finalmente la condición del pastizal como indicador de la respuesta ecológica de cada tratamiento (Flores, 1996). Cabe resaltar que los monitoreos fueron realizados utilizando una metodología de la Investigación con Enfoque Participativo (IEP) (Greenwood y Levin, 1998).

Para la discusión de los resultados también presentamos el contenido de materia orgánica del suelo encontrada con cada uno de los tratamientos. Este análisis se realizó en dos momentos, antes de instalar los tratamientos y al finalizar del estudio, en las respectivas áreas representativas de cada una de las parcelas experimentales y

usufructo comunal (Mwendera y Saleem, 1997). El muestreo de suelo para la materia orgánica se realizó a una profundidad de 30 cm., los cuales se combinaron hasta obtener un kilogramo de muestra, para posteriormente, ser derivadas al Laboratorio de Análisis de Suelos UNALM para su estudio de caracterización (Hurtado, 2007).

Tabla 2: Matriz de parámetros y monitoreo.

| Evaluación | Parámetro a Medir | Número de muestreos por parcela | Frecuencia de Evaluación | Referencias Bibliográficas |
|---|--------------------------------------|---------------------------------|----------------------------|---|
| Contenido de Materia Orgánica del Suelo | Materia Orgánica del Suelo | 5 | Inicio y final del estudio | Mwendera <i>et al.</i> (1997); Hurtado (2007). |
| Establecimiento de Esquejes y Dinámica de la Revegetación | Porcentaje de mortalidad de esquejes | Porcentaje | Cada dos meses. | Gillen y Tate (1993). |
| | Vigor de esquejes | 30 | | Weaver y Darlan (1947); Krogh <i>et al.</i> (2002). |
| Respuesta Hidrológica del pastizal a la Revegetación | Tasa de Infiltración | 2 | Cada dos meses. | Bouwer (1986). |
| | Humedad del suelo | 5 | | Blake (1965); Pierson <i>et al.</i> (2002). |
| Respuesta Ecológica del Pastizal | Condición del Pastizal | 1 | Inicio y final del estudio | Parker (1951). |

A. Materia orgánica del suelo

El contenido de materia orgánica se realizó mediante 5 muestreos de suelos por tratamiento experimental y usufructo comunal a una profundidad de 30 cm., los cuales se combinaron hasta obtener un kilogramo de muestra para, posteriormente, ser derivadas al Laboratorio de Análisis de Suelos UNALM para su estudio de caracterización. Las muestras de suelo utilizados para el análisis de materia orgánica se extrajeron en dos momentos al iniciar y al finalizar el estudio (Mwendera *et al.*, 1997; Hurtado, 2007).

B. Porcentaje de mortalidad y vigor de esquejes

Ambos parámetros fueron monitoreados cada dos meses y para ello previamente fueron seleccionados al azar y marcados 30 esquejes de cada especie por

tratamiento. La mortalidad de los esquejes fue estimada en porcentaje, mediante la apreciación visual y conteo directo del grado de prendimiento de cada esqueje marcado sobre el tapiz natural, donde en donde la observación de esquejes verdes y vigorosos fueron considerados como “vivos” y por otro lado aquellos que se mostraron senescentes y/o marchitos al momento de la evaluación fueron considerados como “muertos” (Gillen y Tate, 1993).

El vigor de los esquejes estuvo representado por la variación del volumen que estos adquirieron en cada momento de evaluación (Weaver & Darlan, 1947). La obtención del volumen del esqueje fue calculado en función a las dimensiones del diámetro basal (diámetro de la corona), diámetro de la canopia (diámetro aéreo) y altura del esqueje a la hoja bandera, simulando las dimensiones de un tronco de cono invertido, bajo la siguiente relación:

$$\text{Volumen del esqueje} = \left(\frac{D+d}{2}\right)^2 \pi h$$

Donde: D: diámetro basal
 d: diámetro aéreo
 h: altura

C. Tasa de infiltración y humedad del suelo

La tasa de infiltración se estimó a través del método de inundación (Bouwer, 1986); utilizando un infiltrómetro metálico con dos anillos concéntricos. La instalación del infiltrómetro consistió en la introducción del anillo interno en el horizonte superficial del suelo a una profundidad de 10 cm, para luego saturar con agua el contenido del anillo interno y externo para reducir el efecto de borde. Las mediciones fueron realizadas tomando lecturas cada 1, 5 y 10 minutos para finalmente obtener el valor en el que la diferencial cm/min es constante (Mwendera y Saleem, 1997). Esto permitió desarrollar curvas de infiltración y estimar el valor promedio de infiltración por tratamiento (Bouwer, 1986; Hurtado, 2007).

Finalmente, la tasa infiltración se calculó con la ecuación de Kostiakov, según la metodología descrita por Henríquez y Cabalceta (1999), utilizando los valores del

intercepto y pendiente obtenidos en la ecuación para cada tratamiento y el tiempo de referencia de una hora.

$$I(t) = st^{1/2} + \text{derivada de } i(t) = \frac{1}{2}st^{-1/2} + A$$

Donde: I : Intercepto
 s: Pendiente
 t: Tiempo
 A: Área del infiltrómetro

La humedad del suelo se estimó cada dos meses mediante la extracción de 5 muestras de suelo a 15 cm de profundidad en las áreas representativas de cada parcela experimental y usufructo comunal (Blake, 1965). Posteriormente, las muestras de suelo colectadas fueron secadas en una estufa a 105 C° por 24 horas y finalmente por diferencia de peso se calculó el contenido de humedad del suelo bajo la siguiente relación (Pierson et al., 2002):

$$\text{Contenido de Humedad} = \frac{\text{Peso húmedo} - \text{Peso seco}}{\text{Peso húmedo}} \times 100$$

D. Condición Ecológica del Pastizal

La condición ecológica del pastizal se estimó dos veces, antes de la aplicación de los tratamientos y al finalizar el estudio, en el área representativa de cada parcela experimental y usufructo comunal por el método de Transección lineal permanente (Parker, 1951). Las especies botánicas encontradas fueron clasificadas taxonómicamente y de acuerdo a su grado de deseabilidad para ovinos en deseables, poco deseables e indeseables (Flores, 1999). La composición florística se determinó expresando al 100 por ciento sólo a las especies vegetales encontradas con cada censo; es decir, no se incluyó a los demás elementos sin valor forrajero (Ratliff, 1993). Este parámetro, posteriormente permitió estimar la condición del pastizal con respecto a las tierras de usufructo comunal a partir de la siguiente ecuación (Flores, 1999):

$$\text{Puntaje (0-100\%)} = 0.5 (\%D) + 0.2 (\%IF) + 0.2 (\%CV) + 0.1 (\%IV)$$

Donde:

D (%): Porcentaje de especies deseables para ovinos.

IF (%): Porcentaje de especies forrajeras.

CV(%): Porcentaje de cobertura vegetal.

IV(%): Porcentaje de índice de vigor de las plantas claves (*Festuca humilior* y *Calamagrostis macrophylla*).

Se consideraron como especies deseables a aquellas plantas que los animales las consumen durante todo el año y como poco deseables a aquellas que son consumidas sólo por épocas, en tanto que las especies indeseables son aquellas que no son consumidas durante el pastoreo, debido a que presentan espinas o compuestos tóxicos que pueden atentar contra la salud animal (Flores, 1996; Call y Roundy, 1991). El índice forrajero está representado por la suma de los porcentajes de las especies deseables y poco deseables, el porcentaje de cobertura vegetal se refiere a la cobertura basal estimada con el anillo censador durante la realización del censo de vegetación (Parker, 1951) y por último el vigor esta referido a la medición de la altura de la planta desde el nivel del suelo hasta la hoja bandera (Weaver y Darlan, 1947).

3.3 Diseño Experimental

El diseño experimental utilizado para el análisis estadístico fue un completamente al azar con arreglo factorial 2 x 2, con cuatro tratamientos resultantes de la combinación de dos especies vegetales y dos niveles de adición de materia orgánica. Cada tratamiento fue implementado en parcelas de evaluación de 25 x 25 m en las cuales se eligieron al azar 30 esquejes plantados a los cuales se les tomaron 6 sets de medidas repetidas por parcela, 2 por época lluviosa, transicional y seca. Estas medidas al ser tomadas dentro de una parcela constituyen pseudoréplicas (Hulbert, 1984). Para separar los promedios de los parámetros estudiados se utilizó una prueba diferencia límite de significancia, DLS ($\alpha=0.05$). Todas las pruebas estadísticas correspondientes fueron procesadas utilizando el software SAS 8.0, bajo el siguiente modelo aditivo lineal:

$$Y_{ijk} = \mu + S_i + O_j + (SO)_{ij} + e_{ijk}$$

Donde:

Y_{ijk} : Es la respuesta obtenida con el k-ésimo esqueje, el cual pertenece a la i-ésima especie, bajo el j-ésimo nivel de materia orgánica.

μ : Es el efecto de la media general.

S_i : Es el efecto de la i-ésima especie.

O_j : Es el efecto de la j-ésima adición de materia orgánica.

$(SO)_{ij}$: Es la interacción de la i-ésima especie y j-ésima adición de materia orgánica.

e_{ijk} : Es el error experimental.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados revelan que la adición de materia orgánica, mejoró la respuesta adaptativa del esqueje al ecosistema de pastizal pobre, probablemente como resultado de la disponibilidad inmediata de los nutrientes suplementados por la orina (N, K) y mejora en las propiedades físicas del suelo, por lo que los resultados de la revegetación del pastizal fueron positivas (Snyman y Du Preez, 2005). Por otro lado, el estiércol al permanecer sobre la superficie cumple un rol aislador (Jing *et al.*, 2014; Moreno, 2015) para reducir los cambios bruscos de temperatura a nivel del suelo durante el día y la noche que son marcados en la zona altoandina. Esta reducción en la magnitud de los cambios de temperatura a nivel del suelo podría haber contribuido a un mejor establecimiento de los esquejes (Pierson *et al.*, 2002; Petersen y Stringham, 2008).

La elección de gramíneas promisorias para la revegetación, *Festuca humilior* y *Calamagrostis macrophylla*, fue acertada para llevar a cabo este experimento, por cuanto las gramíneas son las que presentan un mejor desempeño para la revegetación de pastizales degradados, por sus características adaptativas, mayor resistencia a las perturbaciones, facilidad de propagación y establecimiento en un tiempo relativamente corto (Smith *et al.*, 1997). Al respecto, Montemayor *et al.* (2008) e Ilunga wa Ilunga *et al.* (2015) recomiendan que dentro de las características de las plantas para que pueden ser aprovechadas en programas de revegetación de pastizales degradados se incluyan: especies claves, dominantes, ciclo de vida perenne, alto crecimiento durante la época de lluvias, tolerante a las condiciones del clima, salinidad, acidez y comprobada supervivencia al trasplante, aptitudes que pudimos comprobar con las dos especies promisorias seleccionadas para la ejecución del experimento. Sin embargo, es necesario señalar que el establecimiento de esquejes puede variar según el tipo de suelo y hábitos de enraizamiento (Schwinning y Hooten, 2009).

4.1 Contenido de Materia Orgánica del Suelo

Los niveles de materia orgánica incrementaron luego de un año en todos los tratamientos (Tabla 3), siendo estos superiores a lo encontrado en el usufructo comunal (control). Antes de iniciar el experimento, los niveles de materia orgánica fueron distintos en las parcelas experimentales, pese a que todos pertenecían al usufructo comunal (Usufructo: 4.81 por ciento, T1: 6.28 por ciento, T2: 5.74 por ciento, T3: 6.14 por ciento y T4: 4.87 por ciento, respectivamente). Respuesta que pudo estar relacionada con la forma de utilización de estos terrenos por parte de la comunidad, la cual se desarrolla bajo un sistema de pastoreo libre y continuo, lo cual podría generar una disparidad con la que el ganado que pastorea la zona hace las deposiciones de estiércol y orina (Rondán y Chavéz, 2014).

Tabla 3: Niveles de materia orgánica (%).

| Tratamiento | Materia Orgánica (%) | | Diferencial |
|--------------|----------------------|------------------|-------------|
| | Inicio (Oct 2010) | Final (Nov 2011) | |
| Usufructo | 4.91 | 5.11 | 0.20 |
| T1 (Fehu+MO) | 6.28 | 8.38 | 2.10 |
| T2 (Fehu) | 5.04 | 5.89 | 0.85 |
| T3 (Cama+MO) | 5.74 | 6.96 | 1.22 |
| T4 (Cama) | 4.87 | 5.53 | 0.66 |

Al finalizar el estudio se encontró que los tratamientos superaron al control y la respuesta de los tratamientos que recibieron la dosis de materia orgánica fue superior a los que no la recibieron (Usufructo: 5.01 por ciento, T1: 8.38 por ciento, T2: 5.79 por ciento, T3: 6.96 por ciento y T4: 5.93 por ciento, respectivamente), respuesta que está asociada directamente con el nivel de adición de materia orgánica previsto para los tratamientos 1 y 3 (4 t/ha). A pesar que los tratamientos 1 y 3 recibieron la misma dosis de materia orgánica, el nivel más alto diferencial fue obtenido con el tratamiento 1 en comparación con el tratamiento 3. Las diferenciales obtenidas al final del estudio correspondieron a Usufructo: 0.20 por ciento, T1: 2.10 por ciento, T2: 0.85 por ciento, T3: 1.22 por ciento y T4: 0.66 por ciento, respectivamente, lo cual demuestra el efecto que ejerce la vegetación en la protección del suelo permitiendo la generación de microclimas que favorecen el desarrollo y proliferación de los microorganismos y la biótica del suelo (FAO, 2004).

Al respecto, Chen *et al.* (2002) reportaron que la revegetación con especies nativas permite la restauración de las propiedades físico-químicas del suelo, lo cual mejoró las actividades enzimáticas del suelo, la diversidad funcional microbiana y la biomasa microbiana, respuesta que fue significativa en comparación con otros suelos degradados. Sin embargo hay poca información sobre la diversidad de microorganismos y las relaciones que estos tienen con los distintos tipos de vegetación en ecosistemas de pastizales altoandinos (Ragon *et al.*, 2012). En la investigación este parámetro no fue evaluado, sin embargo la hipótesis que manejamos es que el restablecimiento de la vegetación contribuyó a la mejora de la diversidad de microorganismos del suelo (Zhaobin, *et al.*, 2014) y esta relación se vio reflejada en los niveles de materia orgánica (%) presentados al final del estudio, resultados que coinciden a lo reportado por Li *et al.* (2009) quienes encontraron una correlación positiva significativa ($r=0.82$) entre la abundancia y diversidad de microorganismos en el suelo con los niveles de materia orgánica al mejorar las propiedades físico-químicas del suelo a través de enmiendas orgánicas.

La descomposición de la materia orgánica es un proceso biológico que ocurre naturalmente y está influenciada por factores como: la composición de los microorganismos del suelo, el entorno físico o condiciones predominantes del medio edáfico (oxígeno, humedad y temperatura), la cantidad del material orgánico añadido, la resistencia del material al ataque microbiano (lignina, ceras y grasas) y la composición o calidad de la materia orgánica (relación C/N, celulosa) (Kononova, 1982; Tisdale y Nelson, 1991). En sus etapas iniciales, la descomposición de la materia orgánica está asociado con un rápido aumento en el número de microorganismos que se establecen hasta alcanzar un equilibrio con el entorno, relacionado con decrecimiento del material orgánico disponible y el medio ambiente (Wild, 1992)

Asimismo, los microorganismos del suelo necesitan para su desarrollo sustratos nutritivos, como nitrógeno, fósforo, iones y otros microelementos que pueden ser obtenidos mediante el material vegetativo senescente de las plantas que crecen en un pastizal cuando es devuelto al suelo (Lynch, 1988; Jackson, 1993) o a través de la adición de materia orgánica (Fassbender y Bornemisza, 1987). Los microorganismos del suelo mineralizan el sustrato orgánico que ingresa al sistema acelerando su descomposición y favoreciendo la formación de humus, por tanto tienen una función importante en el reciclaje de nutrientes y en el mantenimiento/incremento de los niveles de materia orgánica del suelo (Alexander, 1980;

Brady, 1990). Por otro lado, los microorganismos que crecen a nivel de la rizósfera extraen nutrientes y energía de la raíz y liberan nutrientes para la absorción directa por las raíces, situación que incrementaría los niveles de materia orgánica a nivel del subsuelo (FAO, 2004).

4.2 Dinámica de la Revegetación

La adición de materia orgánica tuvo una influencia significativa ($P < 0.05$) sobre la mortalidad de los esquejes trasplantados (Figura 4), la cual mantuvo una tendencia creciente al inicio de la evaluación para después estabilizarse. En ambas especies, se encontró que la magnitud de la mortalidad fue superior cuando los esquejes no recibieron la adición de materia orgánica ($P < 0.01$). Analizando el comportamiento entre especies, se encontró que la mayor mortalidad de esquejes ocurrió con *Calamagrostis macrophylla* en ambas situaciones, con y sin materia orgánica (38.0 y 65.0 por ciento respectivamente) en comparación con la *Festuca humilior* (31.0 y 41.0 por ciento respectivamente). Estos resultados son acordes con los trabajos realizados por Ghose (2001) y Burke (2008), quienes encontraron una mayor sobrevivencia al trasplante en los sitios de pastizal que recibieron materia orgánica como enmienda en comparación con campos que no recibieron ninguna adición de materia orgánica.

Para asegurar su sobrevivencia, los esquejes trasplantados aprovecharán en primer lugar los nutrientes disponibles en la forma de iones que aporta inmediatamente el estiércol y la orina, posteriormente, los esquejes aprovecharán los nutrientes generados a partir de la lenta descomposición del material orgánico y también del pool de nutrientes solubles que se mantiene en la solución suelo, de tal forma que la absorción de nutrientes es proporcional al contenido de material orgánico disponible en el suelo (Miroslava *et al.*, 2008). En tal sentido, los resultados proponen que la mayor sobrevivencia de esquejes se debe a que el agregado de materia orgánica al suelo aumentó el contenido de nutrientes del suelo, la capacidad de retención de agua del suelo y la biota del suelo, incluyendo mayor presencia de micorrizas.

La revegetación con especies nativas es un proceso lento debido a las características desfavorables físicas y químicas del entorno y las condiciones microclimáticas en los sitios de trasplante, aspecto que son perjudiciales para el establecimiento y la sobrevivencia de

los esquejes. La recuperación del ecosistema puede conducir a la estabilización efectiva y la protección de los suelos contra la erosión del viento y la lluvia, una mejora en la calidad del hábitat, el microclima y la apariencia estética (Towsen y Gillham, 1975). Al respecto, Tormo *et al.* (2006) mencionaron que la recuperación ecológica resultará exitosa si el material vegetativo a utilizar (esquejes) superan las limitaciones bióticas y abióticas del entorno degradado considerando que durante este transcurso conjugan procesos espontáneos de colonización y sucesión ecológica. Sin embargo falta conocimiento científico sobre cómo los ecosistemas responden a las perturbaciones, acerca de cómo se puede reiniciar el proceso de sucesión en la vegetación de áreas degradadas y como las especies nativas promisorias se establecen en armonía con el potencial ecológico del hábitat a recuperar (Miroslava *et al.*, 2008).

La respuesta favorable al trasplante está determinada por muchos factores que permiten a los esquejes superan las limitaciones bióticas y abióticas del entorno. El primero pudo estar asociada con la época de siembra, el inicio de la época lluviosa, tal como lo sugiere Commander *et al.* (2013), quienes concluyeron que la mejor época para la reintroducción de esquejes de plantas nativas es en el momento de alta precipitación, si se trata de un sistema seco. De este modo, la revegetación es viable, aprovechando para ello las condiciones naturales de humedad que favorecen el establecimiento de los esquejes (Allen, 1995; Burke, 2008).

En segundo lugar la adición de materia orgánica o enmiendas orgánicas, tal como lo reportado por Abella *et al.* (2015) quienes encontraron que al proporcionar suelo superficial de sistemas naturales rico en materia orgánica, sin la aplicación de riego adicional, se duplicó la sobrevivencia del trasplante, lo cual fue casi equivalente a las plantas que recibieron riego pero no la enmienda. Tal como lo reportan Mola *et al.* (2011) y de la Riva *et al.* (2001) quienes concluyeron que la adición de materia orgánica mejoró las condiciones ambientales para el establecimiento de plántulas a través de la generación de micrositios adecuados, lo cual puede resultar en un proceso de facilitación para la introducción o regeneración posterior de nuevas especies dentro del micrositio establecido una vez que este mejoró (Méndez *et al.*, 2008).

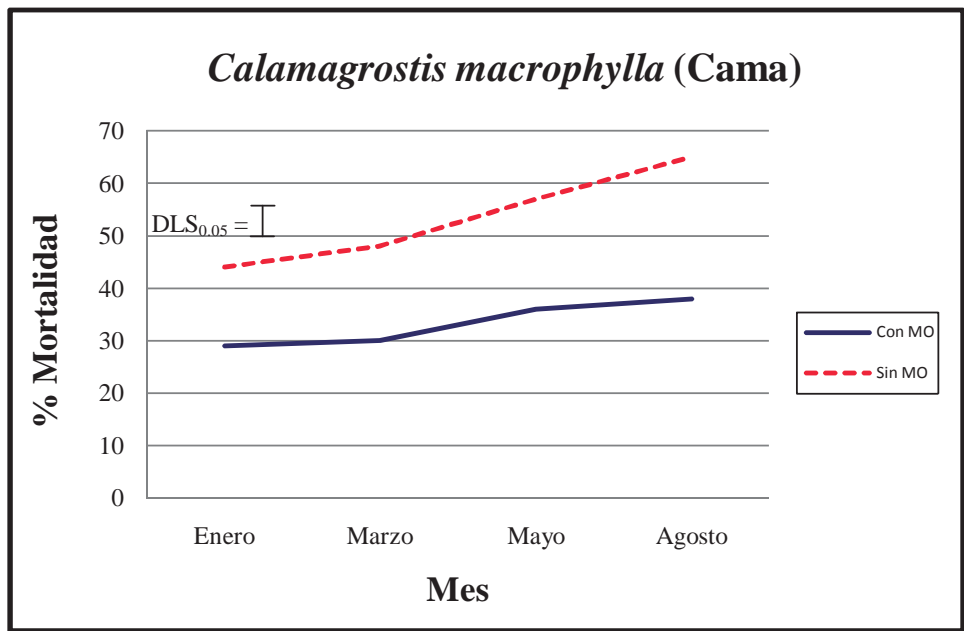
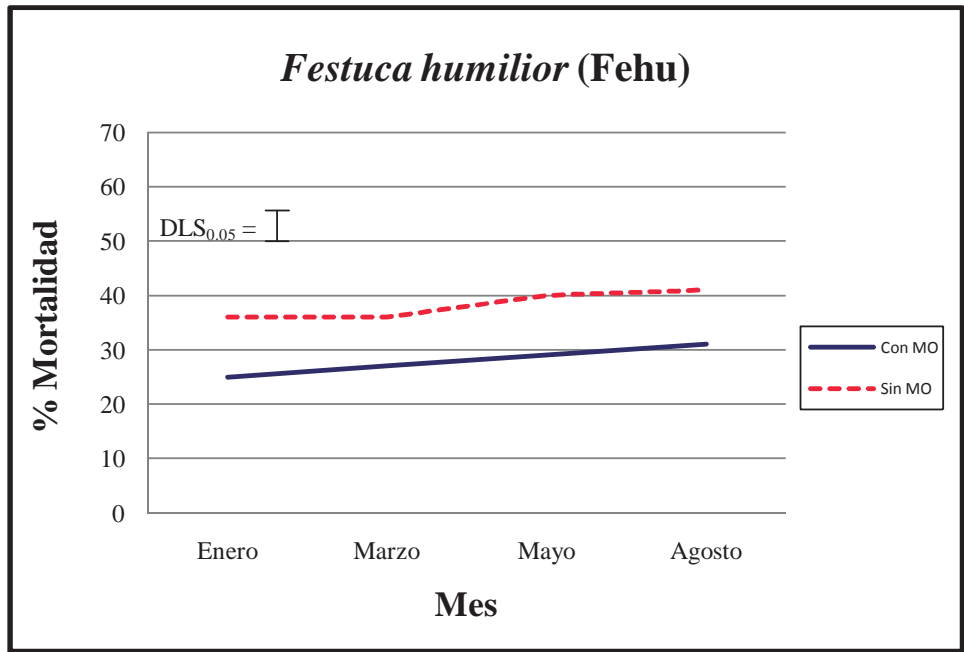


Figura 4: Mortalidad de esquejes con y sin materia orgánica.

La sobrevivencia de los esquejes también pudo haber sido favorecida por la técnica de revegetación empleada sobre el pastizal. Hoag (2003), Steed y DeWald (2003) y Montemayor *et al.*, (2008) observaron que en estudios de trasplantes de plantas nativas a partir de esquejes, la utilización de su sustrato natural o tierra intacta, de tal manera que cubra la mayor densidad radicular, aumentó el éxito de establecimiento de las plantas. Este patrón pudo deberse, en parte, a la presencia de microorganismos beneficiosos a nivel de la raíz. De igual modo, Thomsen *et al.* (2005) encontraron que después de 9 meses de crecimiento, la biomasa de plantas trasplantadas con su sustrato natural fue mayor que las de plantas obtenidas de vivero.

Finalmente, otro factor no menos importante que pudo influenciar en el éxito del trasplante es la densidad de siembra para una adecuada colonización de la especie promisoría (Schwarz *et al.*, 2011). Al respecto, el establecimiento y desarrollo de la comunidad vegetal están regulados por la dinámica de los esquejes introducidos y los procesos para asentarse sobre el ecosistema degradado, condición en la que la densidad de siembra es importante durante la estructuración de la comunidad vegetal (Schwarz *et al.*, 2011). Asimismo, dentro de la comunidad vegetal existen grupos de plantas que crecen juntas en coexistencia e interacciones específicas, situación que pudo favorecer aún más el éxito de la revegetación (Lawesson y Oksanen, 2002).

La adición de materia orgánica aceleró el crecimiento (altura) y mejoró el volumen de los esquejes en ambas especies vegetales ($P < 0.05$) (Figuras 5 y 6). En el caso de la *Festuca humilior* se encontraron alturas finales de 64.9 y 44.2 cm, y volúmenes finales de esquejes de 26 045.7 y 15 144.9 cc para los tratamientos con y sin materia orgánica respectivamente. La misma tendencia se encontró en el caso de la *Calamagrostis macrophylla*, debido a que se encontraron alturas finales de 50.3 y 33.6 cm, y volúmenes finales de esquejes de 18 334.2 y 8 757.7 cc para los tratamientos con y sin materia orgánica respectivamente.

Una mejor respuesta en altura y volumen son rasgos ventajosos para los esquejes trasplantados, debido a que pueden aumentar su capacidad competitiva frente a otras especies nativas que coexisten en simultáneo (Fehr, 1987). Walker *et al.* (2014) recomienda que dentro las características a evaluar con respecto al vigor de una planta tenemos la altura, la longitud de hoja, ancho de hoja, número de hojas y tallos y cantidad

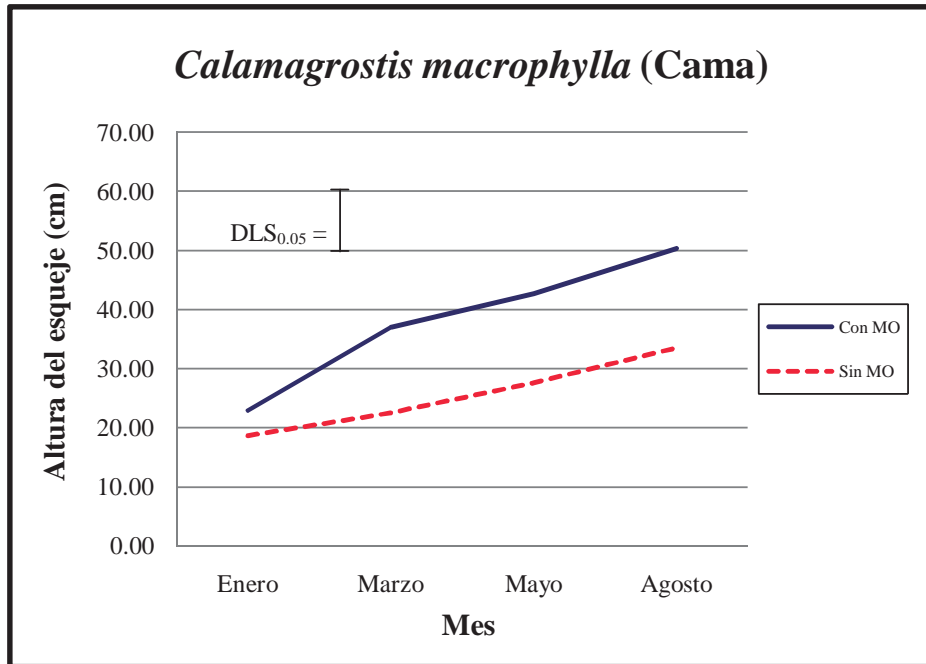
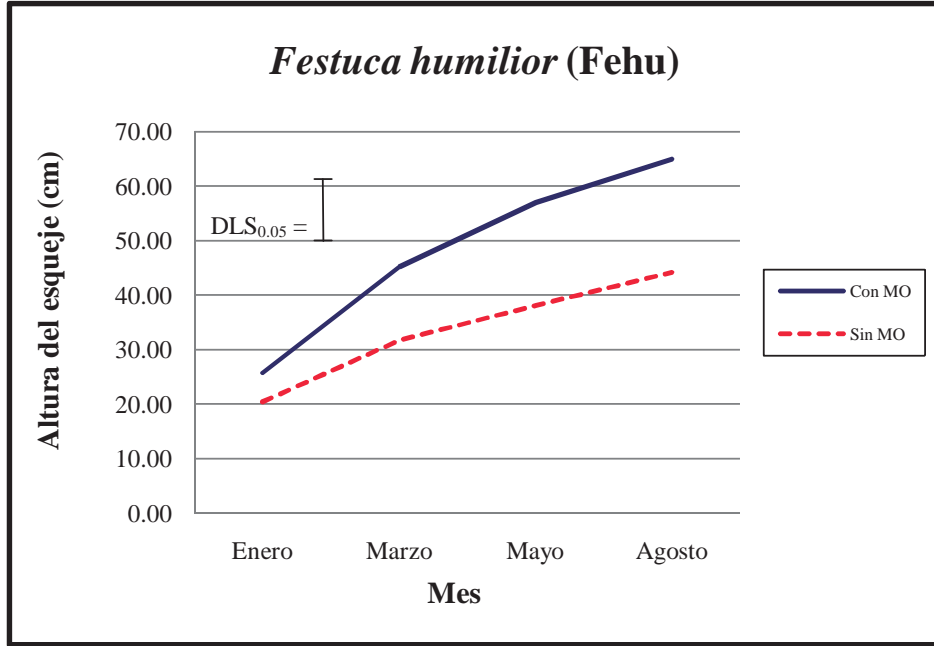


Figura 5: Altura de esquejes con y sin materia orgánica.

de cabezas florales, rasgos que incluyen un crecimiento rápido durante la época lluviosa (Schröder & Prasse, 2013), una mayor área basal (Wilsey, 2010) y mayor biomasa aérea (Lambert *et al.*, 2011). El vigor de ambas especies propone que los rasgos por los que fueron seleccionados permiten una mayor captación de recursos, agua y tener una mayor ventaja competitiva frente a otras especies con crecimiento tardío (Gustafson *et al.*, 2004).

Nuestros resultados son acordes a los trabajos realizados por Mola *et al.* (2011), Jiménez *et al.* (2013) y Abella y Smith (2013) quienes encontraron una respuesta positiva a la revegetación con plantas nativas, expresado con un mejor vigor, situación que fue favorecida por la disponibilidad de micrositios fértiles para el desarrollo de los esquejes, los cuales estaban enriquecidos con nutrientes que provee la adición de la materia orgánica. Este microclima mejoró la actividad biológica del suelo y la aparición posterior de plantas anuales, lo cual fue un indicativo de la mejora de su estatus ecológico, considerado como primer paso para la restauración del ecosistema degradado (Padilla & Pugnaire, 2006).

Abella *et al.* (2015) establecieron una correlación alta ($r=0.82$) entre la sobrevivencia al trasplante con el establecimiento y desarrollo de los esquejes en programas de recuperación de pastizales. Asimismo, indican que el vigor es un estimador de la producción de la biomasa vegetal del esqueje que crece por encima de la superficie del suelo. Pese a que dicho indicador no fue estimado en el estudio, es importante señalar que las especies promisorias seleccionadas para el trasplante mostraron una ventaja competitiva sobre las demás especies, con respecto a la biomasa, característica que les permitió prevalecer sobre el pastizal pobre al reducir el espacio disponible para la introducción de especies invasoras (Schröder y Prasse, 2013).

El vigor logrado con las especies promisorias que sobrevivieron al trasplante fue el adecuado para asegurar su permanencia en el campo de pastizal (Schröder y Prasse, 2013). Al respecto, investigaciones reportan que el clima tiene un impacto crítico sobre las plántulas en su etapa de crecimiento inicial y que un mayor vigor de los esquejes está relacionado mayores redes a nivel de raíz por debajo de la superficie del suelo, lo cual permitió un mejor anclaje sobre el pastizal asegurando su sobrevivencia (Abella *et al.*, 2015). Los efectos de un crecimiento vigoroso radican en que las especies que crecen conjuntamente con los esquejes serán afectados en espacio y disponibilidad de nutrientes en diferente nivel dependiendo de sus formas de crecimiento (Zhaobin *et al.*, 2014).

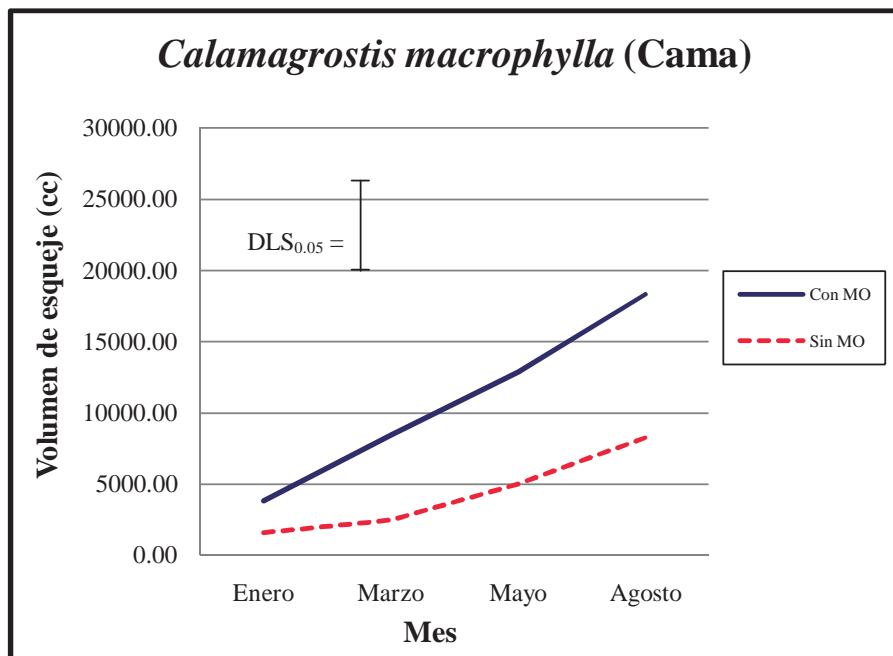
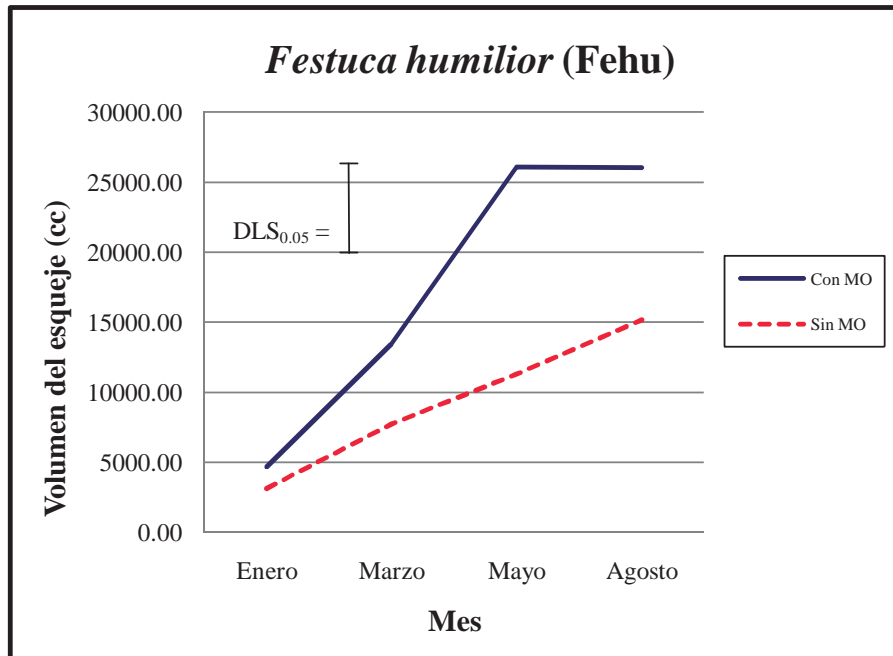


Figura 6: Volumen de esquejes con y sin materia orgánica.

A pesar que las especies invasoras son probablemente mejor adaptados a las condiciones bajas de nutrientes en pastizales pobres, su eficiencia en la captura de recursos cuando entra en competencia directa con las especies dominantes claves ya establecidas no es tan bien desarrollado (Klopf y Baer, 2011), situación que es favorecida aún más con la remoción mecánica de estas especies al momento de realizar la revegetación sobre el tapiz natural y al brindarle a los esquejes las facilidades necesarias para el éxito del trasplante. Los resultados obtenidos apoyan esta teoría con lo cual se demuestra también que el uso de especies promisorias que crecían antes sobre el pastizal pobre a recuperar, es la mejor elección e programas de revegetación debido a su ventaja adaptativa sobre la competencia de las comunidades de vegetación de los alrededores (Abella *et al.*, 2015).

4.3 Respuesta Hidrológica del Pastizal

La respuesta encontrada para la infiltración y humedad del suelo demostró el rol de la vegetación y la materia orgánica sobre la protección del suelo, lo cual mejoró sus propiedades físicas, reduciendo la escorrentía superficial e incrementando la infiltración y la retención de humedad en el suelo (Wild, 1992; Pierson *et al.*, 2002). Asimismo, la materia orgánica protege la superficie del suelo ante perturbaciones ambientales, favorece el desarrollo y actividad de los microorganismos del suelo incrementando la aireación y la penetrabilidad de la raíz, situaciones que puede mejorar aún más el estado hídrico de la comunidad (Gusquiani *et al.*, 1995; Ghose, 2001).

Los resultados demostraron que la tasa de infiltración terminal mejoró notablemente con la adición de materia orgánica de 0.1 a 0.2 cm/min. (P=0.04) (Figura 7). Diferenciando esta respuesta entre ambas especies, se encontraron mayores tasas de infiltración terminal con la revegetación con *Festuca humilior* (0.15 cm/min.), mostrando una ligera tendencia de mejora en comparación con la revegetación con *Calamagrostis macrophylla* (0.12 cm/min) (P=0.04), siendo ambas superiores a lo encontrado en las tierras de usufructo comunal control (0.10 cm/min) (P<0.05).

La recuperación de la cobertura vegetal del suelo es un aspecto clave para el restablecimiento de la función hídrica (Pyke *et al.*, 2002), debido a que este atributo contribuye a reducir la erosión y pérdida del suelo (Currie, 1975), así como favorecer la interceptación del movimiento de sedimentos (Wu y Hua, 2014). La vegetación y la

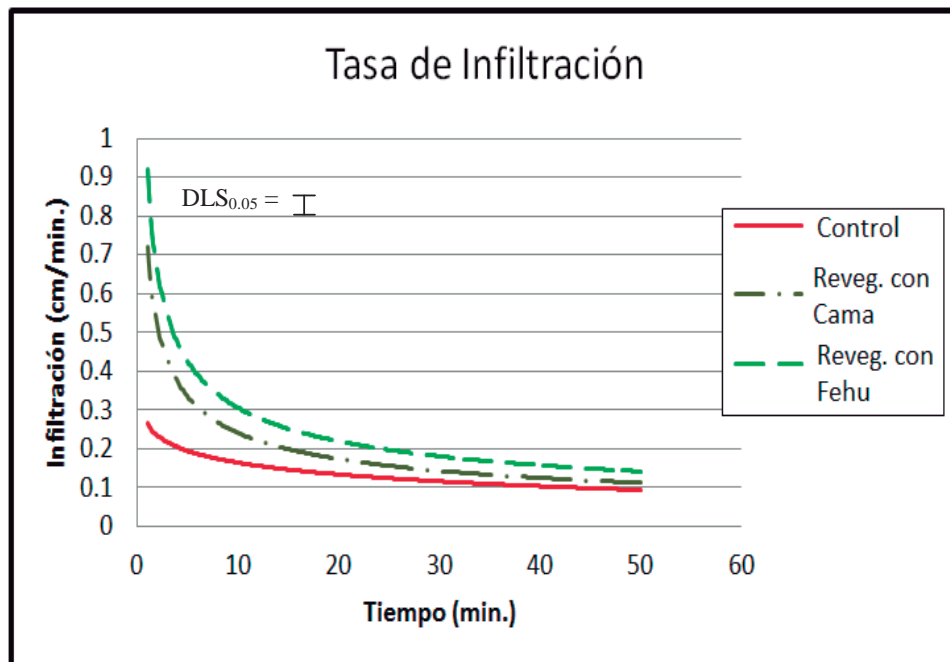
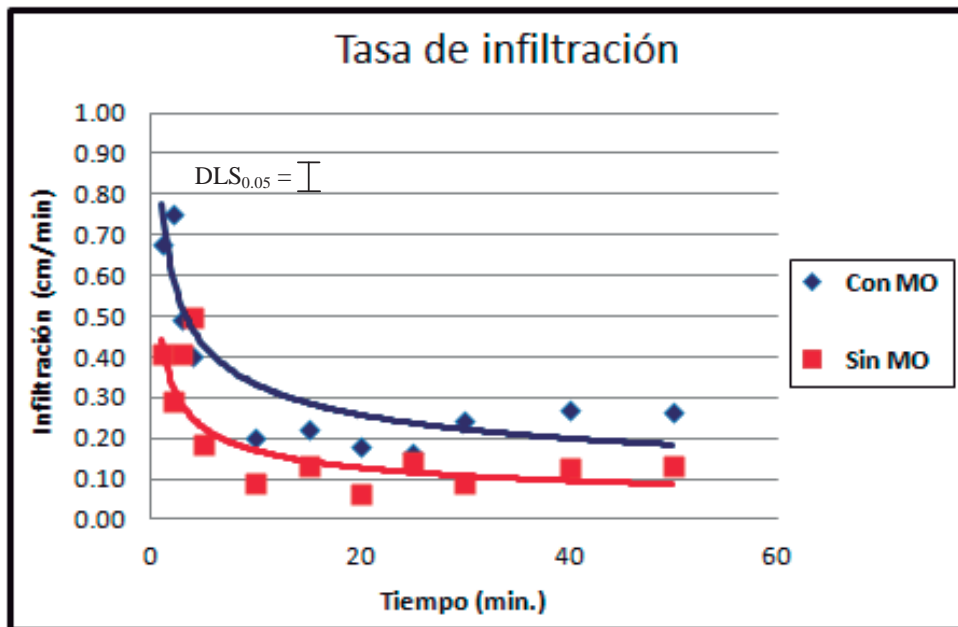


Figura 7: Tasas de infiltración terminal por tratamiento (cm/min).

diversidad de especies tienen efectos sobre los regímenes hidrológicos del pastizal, donde la fluctuación del agua es el factor principal que impulsa los procesos ecológicos en el suelo, la descomposición de la materia orgánica y la dinámica de la comunidad vegetal (Bubier *et al.*, 1998). Asimismo, la cobertura vegetal influye directamente en los niveles de infiltración terminal, debido a la protección e intercepción que esta brinda sobre la superficie del suelo (Chesson, 2000). Asimismo, el sistema de raíces de las plantas contribuye a reducir la densidad aparente del suelo y a mantener la estructura intacta de los agregados del suelo, lo cual favorece aún más el proceso físico de la infiltración (Bubier *et al.*, 1998).

Comparativamente, a pesar que la diferencial de los niveles de infiltración a nivel de parcela versus usufructo comunal son mínimos (diferencial de 0.1 cm/min) dicho valor resultaría significativamente favorable a nivel de manejo de cuenca, donde la capacidad de retención del agua depende directamente del nivel de cobertura vegetal y este efecto positivo se vería con mayor intensidad en un área más extensa. Nuestros resultados concuerdan con Zhang y Horn (2001) y Arcos (2010), quienes encontraron tasas de infiltración terminal distintas según el tipo de cobertura, con y sin vegetación, siendo superiores en los campos con vegetación versus otros que fueron evaluados sin vegetación. Al respecto, Wild (1992) reportó que la cobertura vegetal ejerció una influencia sobre la capacidad de infiltración, lo cual depende de la cubierta de la vegetación, la estructura o grado de agregación de las partículas del suelo y contenido de agua en el suelo.

La influencia de la cobertura vegetal depende de la cantidad de biomasa y el porcentaje de humedad de la planta (Zhang y Horn, 2001). La biomasa a pesar que no fue estimada en este estudio debido al seguimiento realizado a los esquejes, se la pudo apreciar visualmente durante el desarrollo del estudio, lo cual fue corroborado por los niveles de florística y cobertura vegetal evaluada durante las evaluaciones a los esquejes y censos de vegetación, respuesta que fue superior a lo encontrado en los campos de usufructo comunal. Por otro lado, durante el seguimiento los esquejes, estos se mostraron con buen vigor, lo cual influyó también en la respuesta favorable de dicho parámetro. Al respecto, Wu y Hua (2014) demostraron que una superficie desprovista de cobertura vegetal está más expuesta al choque directo de las gotas de lluvia, que también da lugar a la compactación, lo que también disminuye la infiltración. Sin embargo cuando un suelo está cubierto de vegetación, las plantas protegen de la compactación por impacto de lluvia, se detiene el

recorrido superficial del agua de tal forma que tiene más tiempo expuesto a su posible infiltración.

La estructura o grado de agregación de las partículas del suelo influyen aún más en la intensidad de la infiltración, lo cual está relacionado con el tamaño de los poros. La existencia de poros grandes reduce la tensión capilar pero favorece directamente la entrada de agua y el aire que llena los poros libres del suelo tiene que ser desplazado por el agua para ocupar su lugar y esto intensifica la infiltración, hasta que nuevamente es desalojado totalmente (Wu y Hua, 2014). Asimismo, la textura del terreno influye según la proporción de materiales finos que contenga, por decir un suelo con gran cantidad de limos y arcillas está expuesto a la disgregación y arrastre de estos materiales por el agua, con el consiguiente llenado de poros más profundos y por ende una mayor intensidad de infiltración (Fassbender y Bornemisza, 1987). Por otro lado, la compactación del suelo tiene un efecto adverso, debido a que una mayor compactación dificulta la penetración del agua y por tanto, reduce la capacidad de infiltración, situación que puede ser resuelto por el sistema de raíces de las plantas, debido a que éstas abren grietas en el suelo que facilitan la penetración del agua (Valverde *et al.*, 2001).

Un alto contenido de agua en el suelo o humedad del suelo reduce los niveles de infiltración terminal, respuesta asociada con el grado de saturación de las partículas de la solución suelo que no permite el ingreso de agua, la cual se intensifica aún más bajo condiciones de lluvias o humedad ambiental (Wild, 1992). Arcos (2010) reportó que cuando el suelo está seco al comienzo de la lluvia, se crea una fuerte capilaridad al humedecerse las capas superiores y este efecto, se suma al de gravedad incrementando la intensidad de infiltración. A medida que se humedece, se hinchan por hidratación, las arcillas y coloides y cierran las fracturas y grietas disminuyendo la capacidad de infiltración. Sin embargo, Arcos (2010) reportó que no existe correlación entre porcentaje de humedad del suelo y tasas de infiltración terminal.

Con respecto a la velocidad de infiltración del agua en suelo, Murray *et al.* (2011), reportó que esta podría incrementar cuando el terreno presenta un mayor contenido de materia orgánica, debido a que mejora las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo, permite una aereación adecuada, que se traduce finalmente en un incremento de la porosidad. Asimismo, encontró que las diferencias entre las propiedades físicas del suelo,

se deben al aporte de hojarasca y mantillo proveniente de las distintas especies forrajeras, y como consecuencia de ello, una mejora en su estructura y esto a su vez un incremento del movimiento del agua y del aire en el suelo, también incrementando el almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS) y capacidad de retención de humedad, resultados que concuerdan con lo encontrado en la presente investigación.

Una última consideración está relacionada con el uso del instrumento utilizado para la estimación de los niveles de infiltración terminal. En esta investigación se empleó un infiltrómetro casero bajo un protocolo de uso específico el cual consideró la menor perturbación posible del entorno natural. Sin embargo, debido a la profundidad con la que ingresó sobre el horizonte del suelo (8 a 10 cm) y por la fuerza mecánica necesaria para su instalación, posiblemente se pudo alterar las partículas del suelo del pastizal conllevando a una probable estimación sesgada, por lo que se recomienda tener cuidado al momento de utilizarlo, considerando el protocolo de uso y contrastar con un equipo de infiltración de laboratorio para validar las lecturas y mediciones efectuadas.

Asociado con una mayor infiltración, el contenido de humedad del suelo (Figura 8) mostró una tendencia favorable cuando se incorporó la materia orgánica en los campos revegetados ($P=0.04$) (Mwendera y Saleem, 1997). Asimismo, se debe considerar que el establecimiento exitoso de los esquejes resulta en un incremento de la cubierta vegetal que reduce la evaporación del suelo y en consecuencia el aumento de la humedad del suelo (Suding *et al.*, 2004; Bezemer *et al.*, 2006; Kardol y Wardle, 2010). En el caso de la *Festuca humilior* se encontraron porcentajes finales de humedad del suelo de 27.8 por ciento y 15.7 por ciento para los tratamientos con y sin materia orgánica respectivamente. La misma tendencia se encontró en el caso de la *Calamagrostis macrophylla* con porcentajes finales de humedad del suelo de 24.2 por ciento y 13.8 por ciento para los tratamientos con y sin materia orgánica respectivamente.

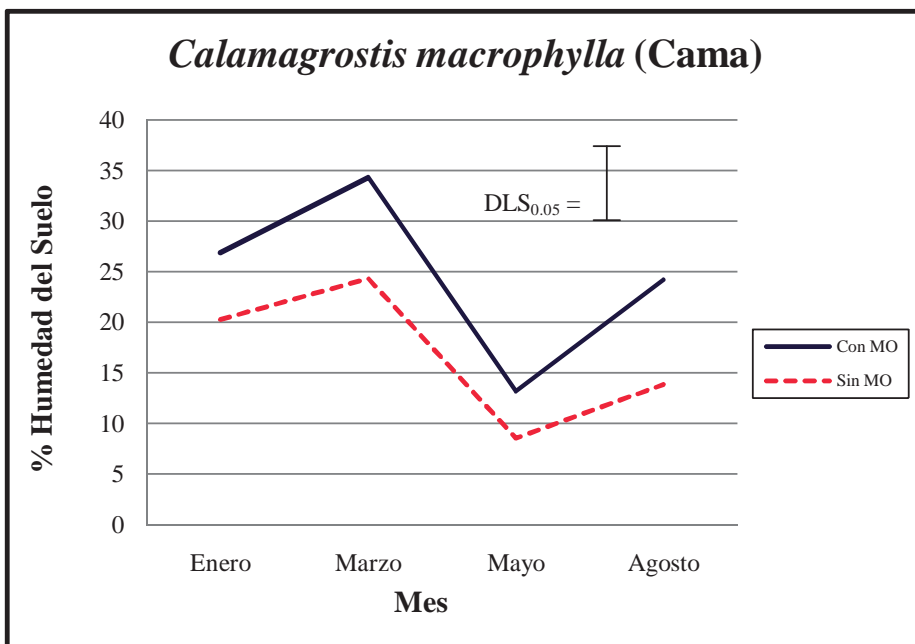
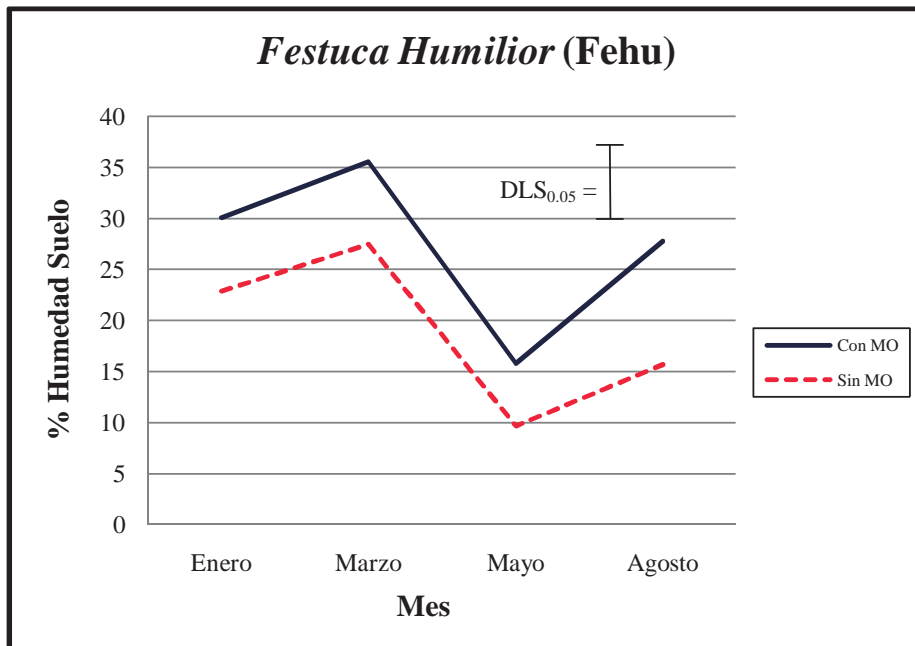


Figura 8: Humedad del suelo por tratamiento (%).

Todos los tratamientos superaron los porcentajes de humedad de las tierras de usufructo comunal (Usufructo: 11.5 por ciento). Este porcentaje de humedad obtenido en los tratamientos con materia orgánica (T1 y T3) podrían haberse favorecido por la generación de microrelieves a nivel superficial que contribuyan a retener humedad y favorecer la infiltración, tal como lo reportado por Hoogendoorn *et al.* (2015), quienes encontraron que la aparición de microrelieves a diferentes intensidades de pastoreo, tiene una influencia dominante sobre la acumulación neta anual de forraje, contenido de humedad, composición química del suelo y niveles de lixiviación de Nitrógeno y Carbono del suelo. Los resultados sugieren también que la respuesta hidrológica a la revegetación fue favorecida por la incorporación de materia orgánica, lo cual puede deberse a su influencia sobre la estabilidad de los agregados del suelo (Sun *et al.*, 1999).

La materia orgánica se compone de un pool de iones tanto activos como pasivos que favorecen la dinámica del carbono dentro del suelo y los nutrientes, condición que favorece la formación y estabilización de los macroagregados y microagregados (Zhang y Horn, 2001). Al respecto, Attou *et al.* (1998) reportan que la adición de materia orgánica afecta físicamente la agregación a través de la apertura de macroporos y la dispersión, lo cual influye en varios aspectos de la conducta física del suelo, tales como la infiltración del agua y la erosión del suelo. Asimismo, el uso de enmiendas orgánicas, como la adición de estiércol y orina, mejoran significativamente las características hídricas del suelo, evaluado entre 0 a 10 cm y > 20 cm (Olso y Janzen, 1992). La adición de estiércol aumentó significativamente los niveles de humedad del suelo durante al menos dos temporadas, dicho incremento se atribuyó a la retención de agua por parte de la materia orgánica (Khaleel *et al.*, 1981).

La variación estacional del clima local en el área de estudio también tuvo una influencia en los patrones de respuesta hidrológica obtenida con los tratamientos, encontrándose un mejor rendimiento durante la época lluviosa en comparación con la época seca. El patrón observado en los tratamientos es un incremento de los niveles de humedad en los meses de verano para luego decaer en los meses de invierno. Esto proporcionó la evidencia de que el régimen hídrico del ecosistema de pastizal respondió de modo diferente según la variación climática, tal como lo reportado por Knops *et al.* (2002) y Cheng *et al.* (2013) quienes encontraron que la respuesta hídrica de un programa de revegetación esta directamente

influenciado por la temperatura y humedad del medio ambiente, debido a que un incremento tanto a nivel de temperatura como de humedad climática favorece la dinámica de la vegetación, el incremento de la población de microorganismos del suelo y la descomposición de la materia orgánica.

4.4 Condición Ecológica del Pastizal

La condición ecológica del pastizal mejoró significativamente de pobre a regular con la aplicación de los tratamientos (Usufructo: 31.6 por ciento, T1: 52.8 por ciento, T2: 51.7 por ciento, T3: 51.9 por ciento y T4: 51.1 por ciento, respectivamente) en comparación con las áreas de usufructo comunal como resultado del efecto que tiene la revegetación en la reducción de suelo desnudo, (Usufructo: 37.0 por ciento, T1: 9.0 por ciento, T2: 9.0 por ciento, T3: 10.0 por ciento y T4: 11.0 por ciento, respectivamente). Respuesta similar se observó en la proporción de especies deseables para ovinos (Usufructo: 13.0 por ciento, T1: 31.0 por ciento, T2: 30.0 por ciento, T3: 32.0 por ciento y T4: 32.0 por ciento, respectivamente), el incremento en especies deseables favoreció el incremento del índice forrajero (Usufructo: 49.0 por ciento, T1: 78.0 por ciento, T2: 76.0 por ciento, T3: 75.0 por ciento y T4: 73.0 por ciento, respectivamente) (Tabla 4). Si bien los porcentajes en condición fueron similares entre ambas especies, en el caso de las parcelas revegetadas con *Festuca humilior* se observó un mejor índice de vigor que las revegetadas con *Calamagrostis macrophylla* (T1: 34.7 por ciento, T2: 32.5 por ciento frente a T3: 28.5 por ciento y T4: 27.7 por ciento), lo cual podría deberse a las diferencias inherentes a la morfología y fisiología de estas especies así como el grado de respuesta a la revegetación (Willems *et al.*, 1993).

Al finalizar el estudio, se encontró una mayor cobertura vegetal en los campos revegetados (Usufructo: 63.0 por ciento, T1: 91.0 por ciento, T2: 91.0 por ciento, T3: 90.0 por ciento y T4: 89.0 por ciento), lo que muestra hasta un 28 por ciento más de cobertura vegetal que los campos de usufructo comunal. Los resultados muestran claramente que con la introducción de gramíneas nativas claves vía revegetación por esqueje y la adición de materia orgánica, mejora el valor de los componentes que determinan la condición ecológica del pastizal (Call y Roundy, 1991; Ratliff, 1993). Estos resultados son consistentes con lo reportado por Jing *et al.* (2014), quienes observaron que la incorporación de orina y estiércol, mejora el microclima del suelo y por ende la riqueza y

diversidad de las plantas. Asimismo, Gao *et al.* (2002) encontraron que la revegetación mejoró la cobertura vegetal en niveles de hasta un 85.0 por ciento en suelos degradados de Jilantai Salt Lake, China y en el presente estudio, el incremento en cobertura fue de 26 a 28 por ciento con lo que se alcanzó valores que llegaron al 91 por ciento de cobertura.

Tabla 4: Condición ecológica por tratamiento

| Atributo | Usufructo (Control) | T1: Fehu + MO | T2: Fehu | T3: Cama + MO | T4: Cama |
|----------------------|---------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Deseables (%) | 13.0 | 31.0 | 30.0 | 32.0 | 32.0 |
| Índice forrajero (%) | 49.0 | 78.0 | 76.0 | 75.0 | 73.0 |
| Indeseables (%) | 1.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 4.0 |
| Suelo Desnudo (%) | 37.0 | 9.0 | 9.0 | 10.0 | 11.0 |
| Índice de Vigor (%) | 27.3 | 34.7 | 32.5 | 28.5 | 27.7 |
| Mantillo (%) | 9.0 | 14.0 | 12.0 | 11.0 | 12.0 |
| Puntaje (%) | 31.6 | 52.8 | 51.7 | 51.9 | 51.1 |
| Condición (Ovinos) | Pobre | Regular | Regular | Regular | Regular |

Con respecto a la cantidad de especies indeseables encontradas, (Usufructo: 1.0%, T1: 0.0%, T2: 1.0%, T3: 0.0% y T4: 4.0%, respectivamente), podemos deducir que la revegetación con especies nativas no dificulta la introducción y desarrollo de otras especies indeseables, a pesar que tanto *F. humilior* como *C. macrophylla* tienen alta capacidad competitiva y abundante acumulación de biomasa aérea, la cual redujo la disponibilidad de espacio (Clayton *et al.*, 2006). Asimismo, en la dinámica de vegetación están involucrados mecanismos que interactúan y definen a la comunidad vegetal, como son los cambios en el modo de dispersión de las especies de plantas, introducción de nuevas plantas y reaparición de anteriores plantas (Martínez-Ruiz & Marrs, 2007).

Al eliminar mecánicamente la presencia de especies invasoras (indeseables) estamos contribuyendo a reducir la competencia de otros individuos por luz, agua, nutrientes y favorecer aún más el establecimiento de los esquejes colocados dentro de la comunidad vegetal (Magro *et al.*, 2014). Esto permitió que tanto *Festuca* como *Calamagrostis* puedan obtener ventaja sobre las demás especies que crecen conjuntamente (Walker *et al.*, 2014). La recuperación de pastizales degradados dominados por pastos no palatables para el ganado, se ve limitado por la escasa disponibilidad de semillas y sitios seguros para el establecimiento de las plántulas de plantas palatables. La siembra mecánica de esquejes en el tapiz natural en combinación con la exclusión del pastoreo de ganado influyó en la

composición de especies en el pastizal degradado, favorecido por una mejora en la cubierta vegetal perenne (Zhang y Horn, 2001). Los esquejes introducidos compiten con los pastos que sobreviven a la perturbación mecánica de la revegetación y al ser especies naturales del lugar adaptados a las condiciones imperantes favoreció su establecimiento, siendo este superior cuando se aplicó materia orgánica (Walker *et al.*, 2014).

Nuestros resultados sugieren que una rápida transición de un estado de degradación dominado por pastos no palatables a un estado dominado por pastos palatables se puede lograr mediante la perturbación mecánica de la revegetación con pastos palatables en combinación con la exclusión del pastoreo (Distel *et al.* 2008). Asimismo, los resultados confirman los beneficios de la adición de materia orgánica a través de la práctica del majadeo o guaneo, lo cual fue importante para mejorar la calidad del suelo y la productividad del pastizal (Rodríguez, 2006).

Comparativamente con estudios desarrollados en la misma área de estudio, tanto la revegetación como el descanso y el diferimiento tuvieron un efecto positivo sobre la reaparición de las especies gramíneas nativas dominantes. Sin embargo, en todos los casos, no se obtuvo un efecto significativo sobre la composición florística, diversidad y dominancia de plantas del pastizal ($P > 0.05$), debido a tanto *Festuca humilior* como *Calamagrostis macrophylla* tuvieron un comportamiento muy variable lo cual estuvo asociado con el aumento / disminución del resto de especies que componen la comunidad vegetal, ni permitió reducir la cantidad de especies invasoras (Tácuna y Flores, 2015). En el caso del descanso del pastizal, se mejoró el estatus ecológico pasando de una condición regular a buena (65 por ciento control vs 85 por ciento tratamiento descanso) ($P > 0.05$) y en el caso del diferimiento con llamas y vacunos (Yalli y Flores, 2016), dicho puntaje mejoró de pobre a regular (39.4 por ciento control vs 50.7 por ciento tratamiento diferimiento) ($P < 0.05$), donde dicha respuesta también estuvo influenciada por la remoción de especies palatables y efecto de compactación del suelo.

V. CONCLUSIONES

- La revegetación con gramíneas nativas mejoró los atributos ecológicos del pastizal como son la cobertura vegetal, sobrevivencia, infiltración y contenido de humedad del suelo de pastizales degradados y la respuesta fue mejorada con la adición de estiércol y orina de ganado ovino.
- La respuesta del pastizal a los tratamientos sugiere que es posible manejar el componente animal al pastoreo para maximizar el efecto que este tiene en el ciclo y disponibilidad de nutrientes para un adecuado crecimiento y establecimiento de los esquejes.
- Los cambios en los atributos de la vegetación variaron dependiendo de la especie vegetal, obteniéndose los mejores resultados con *Festuca humilior* que con *Calamagrostis macropylla*.
- El estudio demostró que es posible mejorar el estatus ecológico de pastizales pobres en el corto plazo utilizando material vegetativo de especies nativas y contemplando la adición de materia orgánica.

VI. RECOMENDACIONES

- Los resultados sugieren la necesidad de diseñar estudios específicos para evaluar el potencial de otras especies promisorias en programas de rehabilitación de tierras empobrecidas por el mal manejo y sobrepastoreo.
- La participación activa de los comuneros en todas las fases de una investigación es crucial para lograr el compromiso de ellos en programas futuros de rehabilitación de tierras.
- Evaluar el impacto de la revegetación a nivel del productor en combinación con sistemas de pastoreo de descanso y pastoreo diferido para asegurar la sostenibilidad de programas de rehabilitación de pastizales degradados.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELLA, S.R. y SMITH, S.D. 2013. Annual-perennial plant relationships and species selection for desert restoration. *Journal of Arid Land*. 5, 298-309.
- ABELLA, S.R.; CHIQUOINE, L.P.; NEWTON, A.C. y VANIER, C.H. 2015. Restoring a desert ecosystem using soil salvage, revegetation, and Irrigation. *Journal of Arid Environments* 115, 44-52.
- ACOCKS, J.P.H. 1964. Karoo vegetation in relation to the development of deserts. Pages 100-112 in D. H. S. Davis, ed. *Ecological Studies in Southern Africa*. Dr. W. Junk, The Hague, The Netherlands.
- ARCOS, M.E. 2010. Influencia de la cobertura vegetal en la capacidad de infiltración de agua en suelos de páramo. Tesis pregrado Licenciatura en comunicación ambiental. Universidad San Francisco de Quito, Ecuador. Disponible en: <http://repositorio.usfq.edu.ec/bitstream/23000/1070/1/99554.pdf>
- AGENCIA PARQUES CANADÁ. 2009. Principles and guidelines for ecological restoration in Canada's protected natural areas. On behalf of the Canadian Parks Council. Gatineau, Quebec.
- ALEXANDER, M. 1980. Introducción a la microbiología del suelo. AGT Editor S.A., México, 491 p.
- ALLEN, E.B. 1995. Restoration ecology: limits and possibilities in arid and semiarid lands. In: Roundy, BA; McArthur, ED; Haley, JS y Mann, DK. (Eds.), *Proceedings: Wildland Shrub and Arid Land Restoration Symposium*. General Technical Report INT-GTR-315. U.S. Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden, Utah, pp. 7-15.
- AMEZKETA, E. 1999. Soil aggregate stability: a review. *Journal of Sustainable Agriculture*. 14, 83-151.
- AÑASCO, A. 2001. Uso de coberturas y abonos verdes. CEDECO. Costa Rica. 8 p.
- ATTOU, F.; BRUAND, A. y LE BISSONNAIS, Y. 1998. Effect of clay content and silt-clay fabric on stability of artificial aggregates. *European Journal of Soil Science* 49, 569-577.
- BARROW, C.J. 1991. *Land Degradation*. Cambridge University Press, New York.

- BERNARDO, D. 1990. Determining the profitability of range improvements practices. OSU. Extension Facts F – 190. Oklahoma Cooperative Extension Service – Division of Agriculture Sciences and Natural Resources. Oklahoma State University. USA.
- BESTELMEYER, B.T. 2006. Threshold concepts and their use in rangeland management and restoration: the good, the bad and the insidious. *Restoration Ecology* 14(3):325-329.
- BEZEMER, T.; LAWSON, C.S.; HEDLUND, K.; EDWARDS, A.R.; BROOK, A.J.; IGUAL, J.M.; MORTIMER, S.R. y VAN DER PUTTEN, W.H. 2006. Plant species and functional group effects on abiotic and microbial soil properties and plant–soil feedback responses in two grasslands. *Journal Ecology*. 94, 893–904.
- BLAKE, G.R. 1965. Bulk Density. In: C. A. Black (ed.). *Methods of soil analysis. Part Physical and mineralogical properties, including statistics of measurements and sampling*. pp. 374-390.
- BOUWER, H. 1986. Intake Rate: Cylinder Infiltrometer. En: Page, A.L. R.H. Miller, y D.R. Keeney. *Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods. Second Edition. Agronomy 9. Madison. Wisconsin, USA, 825-844.*
- BOWKER, M.A.; BELNAP, J Y MILLER, ME. 2006. Spatial Modeling of Biological Soil Crusts to Support Rangeland Assessment and Monitoring. *Rangeland Ecol. Manage* 59:519–529.
- BUBIER, J.L.; CRILL, P.M.; MOORE, T.R.; SAVAGE, K. y VARNER, R.K. 1998. Seasonal patterns and controls on net ecosystem CO₂exchange in a boreal peatland complex. *Global Biogeochem. Cyc.* 12 (4), 703–714.
- BRADY, N.C. 1990. *The Nature and Properties of Soils*. Macmillan Publishing Company. New York, NY.
- BRADSHAW, A.D. y CHADWICK, M.J. 1980. The restoration of land; the ecology and reclamation of derelict and degraded land. *Studies in Ecology, Volume 6 no. 36109*, pp. 317. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- BRISKEY, D.D.; FUHLENDORF, S.D. y SMEINS, F.E. 2006. A Unified Framework for Assessment and Application of Ecological Thresholds. Invited Synthesis Paper. *Rangeland Ecology and Management*. 59, 225–236.
- BURKE, A. 2008. The effect of topsoil treatment on the recovery of rocky plain and outcrop plant communities in Namibia. *Journal of Arid Environments*. 72, 1531-1536.
- CALL, C.A. y ROUNDY, B.A. 1991. Perspectives and processes in revegetation of arid and semiarid rangelands. *Journal of Range Management*. 44(6), 543-549.

- CARLSON, P. 1990. Establecimiento y manejo de prácticas agroforestales en la sierra ecuatoriana. Editorial Cormen, Quito - Ecuador. pp. 24-111.
- CENTRO DE INVESTIGACIONES PECUARIAS DEL ESTADO DE JALISCO (CIPEJ). 1991. Artículo en línea disponible en: [http://www.ugrj.org.mx/index.php?option=com_content&task=view &id=453&Itemid=376](http://www.ugrj.org.mx/index.php?option=com_content&task=view&id=453&Itemid=376).
- CHANEY, E.; ELMORE, W. y PLATTS, W.S. 1990. Livestock grazing on western riparian areas. U.S. Environmental Protection Agency. 45 pp.
- CHESSON, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annu. Rev. Ecol. Systemat.* 343–366.
- CLAYTON, W.D.; HARMAN, K.T. y WILLIAMSON, H. 2006. World Grass Species - Synonymy database. The Board of Trustees of the Royal Botanic Gardens, Kew.
- CLEMENTS, F.E. 1936. Nature and Structure of the Climax. *Journal of Ecology*. Vol. 24, No. 1, pp. 252-284
- COMMANDER, L.E.; ROKICH, D.P.; RENTON, M.; DIXON, K.W. y MERRITT, D.J. 2013. Optimising seed broadcasting and greenstock planting for restoration in the Australian arid zone. *Journal of Arid Environments*. 88, 226-235.
- CURRIE, R.G. 1975. Geophys. *Journal of the Royal Asiatic Society-JRAS*. 43, 73-86.
- CROSS, C.L. y WASER, P.M. 2000. Estimating population size in the banner-tailed kangaroo rat. *The Southwestern Naturalist*, 45: 176–183.
- DANCKWERTS, J.E.; O'REAGAIN, P.J. y O'CONNOR, T.G. 1993. Range management in a changing environment: a southern African perspective. *Australian Rangeland Journal*. 15, 133-144.
- DE LA RIVA, E.G.; CASADO M.A.; JIMÉNEZ, M.D.; MOLA, I.; COSTA-TENORIO, M. y BALAGUER, L. 2011. Rates of local colonization and extinction reveal different plant community assembly mechanisms on road verges in central Spain. *Journal of Vegetation Science*. 22, 292–302.
- DISTEL, R.A.; PIETRAGALLA, J.; RODRÍGUEZ, R.M.; DIDONÉ, N.G. y ANDRIOLI, R.J. 2008. La restauración de pastos palatables: Un caso de estudio de pastizales degradados del centro de Argentina. *Journal of Arid Environments*. 72(10), 1968-1972.
- DREGNE, H.E. y CHOU, N.T. 1992. Global desertification dimensions and costs. In: Dregne, H.E. (Ed.), *Degradation and Restoration of Arid Lands*. Lubbock: Texas Technical University.

- EPANCHIN-NIELL, R.; ENGLIN, J. Y NALLE, D. 2009. Investing in rangeland restoration in the Arid West, USA: Countering the effects of an invasive weed on the long-term fire cycle. *Journal of Environmental Management* 91:370-379.
- EVANS, S. y WORKMAN, J. 1994. Optimization of range improvements on sagebrush and Piñon- Juniper sites. *Journal of Range Management*. 47 : 159 – 164. USA.
- FAO. 2004. Materia Orgánica y Actividad biológica. Disponible en: http://www.fao.org/ag/ca/training_materials/cd27-spanish/ba/organic_matter.pdf.
- FASSBENDER, W.H. y BORNEMISZA, E. 1987. Química de suelos con énfasis en suelos en América Latina. IICA, San José de Costa Rica.
- FEHR, W.R. 1987. Principles of Cultivar Development. Macmillan Publishing Company, New York, NY.
- FLORES, E.R. 1996. Realidad, limitaciones y necesidades de investigación del sector pecuario peruano. Latin America livestock regional assessment workshop. San Jose de Costa Rica Published by the Management Entity, Small Ruminant CRP, University of California, Davis, California 83-96.
- FLORES, E.R. 1999. Tambos alpaqueros y pastizales II: Mejoramiento de praderas naturales. Proyecto especial tambos alpaqueros. Boletín técnico LUP N° 12. Lima, Perú.
- FLORES, E.R. 2010. Informe de estudio de pastizales de la Reserva Nacional de NorYauyos. Convenio LUP-IRVG.
- FLORES, E.R. y Ñaupari, J.A. 2011. Identificación y evaluación de ecosistemas de la cuenca del Río Santa con el uso de Sistemas de Información Espacial. Convenio UICN-UNALM. Informe publicado por el Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales UNALM.
- FLOREZ, A. y MALPARTIDA, E. 1987. Manejo de praderas nativas y pasturas en la región altoandina del Perú. Tomo I. Fondo del libro del Banco Agrario. Lima, Perú.
- FORAN, B. y HOWDEN, M. 1999. Nine drivers of rangeland change. In: people and rangelands: building the future. Proceedings of VIth International Rangeland Congress. Pp 7-13.
- FORBIS, T.A.; PROVENCHER, L.; FRID, L y MEDLYN, G. 2006. Great Basin land management planning using ecological modeling. *Environmental Management* 38(1), 62–83.
- FOUNDATION OF SUCCESS (FOS). Disponible en: www.fosonline.org/Adaptive_Management1.cfm

- FUHLENDORF, S.D. 1996. Multi-scale vegetation responses to long-term herbivory and weather variation on the Edwards Plateau, Texas. Ph.D. Dissertation, Dept. Rangeland Ecology and Management, Texas A&M University, College Station.
- GAO, Y.; YU QIU, G.; SHIMIZU, H.; TOBE, K.; SUN, B. y WANG, J. 2002. A 10-year study on techniques for vegetation restoration in a desertified salt lake area. *Journal of Arid Environments*. 52, 483-497.
- GAO, Q.Z.; WAN, Y.F.; XU, H.M.; LI, Y. y JIANGCUN, W.Z. 2010. Alpine grassland degradation index and its response to recent climate variability in Northern Tibet, China. *Quatern Int* 226: 143–150. doi: 10.1016/j.soilbio.2008.06.026.
- GEORGE, M.R.; BROWN, J.R. y GLAWSON, W.J. 1992. Application of non-equilibrium ecology to management of Mediterranean grassland. *Journal of Range Management*. 45,436-440.
- GHOSE, M.K. 2001. Management of topsoil for geo-environmental reclamation of coal mining areas. *Environmental Geology*. 40, 1405-1410.
- GIBBENS, R.P.; BECK, R.F.; MCNEELY, R.P. y HERBEL, C.H. 1992. Recent rates of mesquite establishment in the northern Chihuahua Desert. *Journal of Range Management*. 45:585-588.
- GILLEN, R.L. y TATE, K.W. 1993. The constituent differential method for determining live and dead herbage. *Journal of Range Management*. 46(2), 142-147.
- GREENWOOD, D. y LEVIN, M. 1998. *An Introduction to Action Research*. California: Sage Publications.
- GUSQUIANI, P.L.; PAGLIAI, M.; GIGLIOTTI, G.; BUSINELLI, D. y BENETTI, A. 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *Journal of Environmental Quality*. 24,175–82.
- GUSTAFSON, D.J.; GIBSON, D.J. y NICKRENT, D.L. 2004. Competitive relationships of *Andropogon gerardii* (Big Bluestem) from remnant and restored native populations and select cultivated varieties. *Functional Ecology*. 18, 451–457.
- HARTMANN, H.T.; KESTER, D.E. y DAVIES, F.T. 1990. *Plant propagation*. 5th ed. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall, Inc. 647 p.
- HENRÍQUEZ, C. y CABALCETA, G. 1999. *Guía práctica para el estudio introductorio de los suelos con un enfoque agrí- cola*. San José, Costa Rica Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo. 112 p.
- HERBEL, C.H. 1983. Principles of intensive range improvements. *Journal of range management*. 36(2):140-144.

- HIGGS, E.S. 1997. What is good ecological restoration? *Conservation Biology*. 11(2):338-348.
- HOAG, J.C. 2003. Harvesting, Propagating, and Planting Wetland Plants. USDA Natural Resources Conservation Service, Boise, Idaho. TN Plant Materials No. 13.
- HOBBS, R.J. y HARRIS, J.A. 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology*, 9: 239-246.
- HOOGENDOORN, C.J.; NEWTON, P.C.D.; DEVANTIER, B.P.; ROLLE, B.A.; THEOBALD, P.W. y LLOYD-WEST, C.M. 2015. Grazing intensity and micro-topographical effects on some nitrogen and carbon pools and fluxes in sheep-grazed hill country in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 217, 22–32.
- HOLDRIDGE, L. 1987. Ecología basada en zonas de vida. Costa Rica. Pp. 8 – 16.
- HOLECHEK, J.L. 1989. "Range inventory and monitoring". Range management principles. University of New Mexico, USA. Pp. 1 – 22.
- HOLECHEK, J.L.; PIEPER, R.D. y HERBEL, C.H. 1998. Range management principles and practices. 3rd edition. Prentice Hall. 542pp.
- HOLECHEK, J.L.; PIEPER, R.D. y HERBEL, C.H. 2004. Range management: principles and practices. 5th Edition. Pearson Education, Inc., Upper Saddle River, New Jersey.
- HOLLING, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 1974(4):1-23.
- HULBERT, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*. 54, 187-211.
- HURTADO, L. 2007. Fundamentos de riego. Publicación UNALM. Facultad de Agronomía. Artículo en línea disponible en www.pdfactory.com.
- ILUNGA WA ILUNGA, E.; MAHY, G.; PIQUERAY, J; SÉLECK, M.; SHUTCHA, M.N.; MEERTS, P. y FAUCON, M. 2015. Plant functional traits as a promising tool for the ecological restoration of degraded tropical metal-rich habitats and revegetation of metal-rich bare soils: A case study in copper vegetation of Katanga, DRC. *Ecological Engineering*. 82, 214–221.
- JANICK, J. 1979. Horticultural Science. 3d ed. San Francisco, CA: W.H. Freeman and Company. 608 p.
- JEFFERIES, N.; QUENEMOEN, E. y BUCHER, R. 1970. Partial budgeting for a range management. *Journal of Range Management*. 23 (1): 72 – 74. USA.

- JIMÉNEZ, M.D.; RUIZ-CAPILLA, P.; MOLA, I.; PÉREZ-CORONA, E.; CASADO, M.A. y BALAGUER, L. 2013. Soil development at the roadside: a case study of a novel ecosystem. *Land Degradation & Development*. 24, 564–574.
- JING, Z.B.; CHENG, J.M.; SU, J.S.; BAI, Y. y JIN, J.W. 2014. Changes in plant community composition and soil properties under 3-decade grazing exclusion in semiarid grassland. *Ecological Engineering*. 64, 171–178.
- JOBES, R. 1997. Budgets: Their use in farm managements. OSU Extension fact. F – 139. Oklahoma Cooperative Extension Service – División of Agriculture Sciences and Natural Resources. Oklahoma State University. USA.
- KARDOL, P. y WARDLE, D.A. 2010. How understanding aboveground-belowground linkages can assist restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. 25, 670–679.
- KAUFFMAN, J.B.; KRUEGER, W.C. y VAVRA, M. 1982. Impacts of a late season grazing scheme on nongame wildlife habitat in a Wallowa mountain riparian ecosystem. Pp 208-221.
- KESHAV, P.P. y ANDERSEN, P. 2010. Assessing rangeland degradation using multi temporal satellite images and grazing pressure surface model in Upper Mustang, Trans Himalaya, Nepal. *Remote Sensing of Environment* 114, 1845–1855.
- KHALEEL, R.; REDDY, K.R. y OVERCASH, M.R. 1981. Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. *J. Environ. Qual.* 10: 133–141.
- KLOPF, R.P. y BAER, S.G. 2011. Root dynamics of cultivar and non-cultivar population sources of three dominant grasses during initial establishment of tallgrass prairie. *Restoration Ecology* 19: 112-117.
- KONONOVA, M.M. 1982. Materia orgánica del suelo. Su naturaleza propiedades y métodos de investigación. Ed. Oikos-Tau. Barcelona. Pp. 268-283.
- KROGH, S.N.; ZEISSET, M.S.; JACKSON, E. y WHITFORD, W.G. 2002. Presence/absence of a keystone species as an indicator of rangeland health. *Journal of Arid Environments*. 50, 513-519.
- LABORATORIO DE ANÁLISIS DE SUELOS Y AGUAS UNALM. 2011. Resultados de caracterización físico-química de suelos.
- LABORATORIO DE UTILIZACIÓN DE PASTIZALES UNALM. 2010. Base de datos de especies forrajeras, presupuestos y costos de la región Ancash.
- LAMBERT, A.M.; BAER, S.G. y GIBSON, D.J. 2011. Intraspecific variation in ecophysiology of three dominant prairie grasses used in restoration: cultivar versus non-cultivar population sources. *Restoration Ecology*. 19, 43–52.

- LANGER, R.H.M. 1973. Growth of grasses and clovers. Pages 41-63. in R.H.M. Langer, editor. Pastures and pasture plants. New Zealand Consolidated Press, Ltd., Auckland, New Zealand.
- LAWESSON, J.E. y OKSANEN, J. 2002. Niche characteristics of Danish woody species as derived from coenoclines. *Journal of Vegetation Science*. 13, 279–290.
- LEMUS, M. 2003. MAUCO, Programa para el diseño de obras de conservación de suelos. En Seminario Internacional: Restauración Hidrológico-Forestal para conservación y aprovechamiento de aguas y suelos. 20 y 21 de noviembre. Santiago, Chile. (http://eias.utralca.cl/seminario_internacional.htm).
- LI, J.; LI, M.G.; YANG, J.; AI, Y. y XU, R.L. 2010. Community characteristics of soil ciliates at Baiyun Mountain, Guangzhou, China. *Zool. Stud.* 49 (6), 713–723.
- LINARES, A. 1995. Administración rural y desarrollo agrario. Departamento de economía y planificación. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú.
- LOGOFET, D. y LESNAYA, E. 2000. The mathematics of Markov models: what Markov chains can really predict in forest successions. *Ecological Modeling* 126, 285–298.
- LÓPEZ, D.; BRAN, D. y SIFFREDI, G. 2009. Modelo de estados y transiciones: un enfoque para el manejo y recuperación de los pastizales naturales patagónicos. *Revista Presencia* N° 53, INTA Bariloche
- MAGRO, S.; JIMÉNEZ, M.D.; CASADO, M.A.; MOLA, I.; ARENAS, J.M.; MARTÍN-DUQUE, J.F.; VÁZQUEZ, A. y BALAGUER, L. 2014. Community ontogeny at the roadside: critical life-cycle events throughout a sequential process of primary colonization. *Appl. Veg. Sci.* 17, 493–503.
- MAMANI, G. 2002. Zonificación ecológica para la aplicación de estrategias de mejoramientos de praderas naturales de la microcuenca del Río Negro, Ancash. Tesis de Maestría en Producción Animal, UNALM. Lima, Perú.
- MANEJO DE ÁREAS RIBERENAS. 1993. Guidelines for integrated planning and management of coastal and marine areas in the wider caribbean region. Caribbean Environment Programme. United Nations Environment Programme.
- MARTI, J. 2006. La investigación-Acción Participativa. Estructura y fases. En Villasantes, T. 2000. “La investigación social participativa”. Madrid – España.
- MARTÍNEZ, D. 2006. Eco-cultural Restoration Standards, Guidelines, Attributes, Strategies, Principles, and New Extended Definitions: Ecologically Sustainable Cultural Practices and Landscapes as Nature. December 6, 2006.

- MARTÍNEZ-RUIZ, C. y MARRS, R.H. 2007. Some factors affecting successional change on uranium minewastes: insights for ecological restoration. *Appl. Veg. Sci.* 10, 333–342.
- MCALLISTER, K. y VERNOOY, R. 1999. *Action and Reflection: A Guide for Monitoring and Evaluating Participatory Research*. Ottawa: IDRC. <http://www.idrc.ca/cbdrm>.
- MCARTHUR, E.D.; BLAUER, A.C. y NOLLER, G.L. 1984. Propagation of fourwing saltbush (*Atriplex canescens* [Pursh] Nutt.) by stem cutting. In: Tiedemann, A. R.; McArthur, E. D.; Stutz, H. C.; Stevens, R.; Johnson, K. L., comps. *Proceedings—symposium on the biology of Atriplex and related chenopods*; 1983 May 2–6; Provo, UT. Gen. Tech. Rep. INT-172. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station: 261–264.
- MÉNDEZ, M.; GARCÍA, D.; MAESTRE, F.T. y ESCUDERO, A. 2008. More ecology is needed to restore mediterranean ecosystems: a reply to Valladares and Gianoli. *Restoration Ecology*. 16 (2), 210–216.
- MILCHUNAS, D.G.; SALA, O.E. y LAUENROTH, W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* Vol. 132, N° 1, pp 87-105.
- MILTON, S.J.; DEAN, W.R.J.; DU PLESSIS, M.A. y SIEGFRIED, W.R. 1994. A Conceptual Model of Arid Rangeland Degradation. The escalating cost of declining productivity. *BioScience* Vol. 44 No 2, 70 – 76.
- MILTON, S.J.; DEAN, W.R.J. y ELLIS, R.P. 1998. Rangeland health assessment: a practical guide for ranchers in arid Karoo shrublands. *Journal of Arid Environments*. 39, 253–265. Article No. ae980395.
- MIROSLAVA, M.; PAVLOVIC, P.; LAKUŠIĆ, D.; DJURDJEVIĆ, L.; STEVANOVIĆ, B.; KOSTIĆ, O. y GAJIĆ, G. 2008. The potential of *Festuca rubra* and *Calamagrostis epigejos* for the revegetation of fly ash deposits. *Science of the total environment* 407, 338-347.
- MOLA, I.; JIMÉNEZ, M.D.; LÓPEZ-JIMÉNEZ, N.; CASADO, M.A. y BALAGUER, L. 2011. Roadside reclamation outside the revegetation season: management options under schedule pressure. *Restoration Ecology*. 19, 83–92.
- MONTEMAYOR, M.; PRICE, J.; ROCHFERT, L. y BOUDREAU, S. 2008. Temporal variations and spatial patterns in saline and waterlogged peat fields: 1. Survival and

- growth of salt marsh graminoids. *Environmental and Experimental Botany*. 62, 333-342.
- MORENO, J. 2001. Efecto de la fertilización fosforada en la tasa de crecimiento y producción de forraje de la asociación rye grass – trébol en la zona altoandina. Tesis Ingeniero Zootecnista. Universidad Nacional Agraria La Molina, Facultad de Zootecnia. Lima, Perú.
- MORENO, A. 2015. Actividades de riesgo, abonado y tratamiento en cultivos. FPB Agraria. España.
- MURRAY, R.M.; BOJÓRQUEZ, J.I.; HERNÁNDEZ, A.; OROZCO, M.G.; GARCÍA, J.D.; GÓMEZ, R.; ONTIVEROS, H.M. y AGUIRRE, J. 2011. *Revista Bio Ciencias* Julio 2011 Vol. 1 Núm. 3 Año 2 Páginas 27 a 35. Disponible en: <http://biociencias.uan.edu.mx/publicaciones/02-03/biociencias3-3.pdf>.
- MWENDERA, E.J. y SALEEM, M.A. 1997. Hydrologic response to cattle grazing in the Ethiopian highlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 64(1), 33-41.
- NORRIS, C.A. 1983. Propagating native plants from seeds and cuttings. *American Nurseryman*. 157(9): 100–105.
- NYBERG, J.B. 1998. Statistics and the practice of adaptive management. Pages 1-7 in *Statistical Methods for Adaptive Management Studies*, V. Sit and B. Taylor, (editors). Land Manage. Handbook 42, B.C. Ministry of Forests, Victoria, BC.
- O’CONNOR, J. 1991. Las condiciones de producción. Por un marxismo ecológico, una introducción teórica. *Ecología Política*, 1, pp. 113-130 (ed. original 1987).
- OLSON, B.M. y JANZEN, H.H. 1992. Influence of topsoil quality parameters on crop yield. pages 137–143 *in* Management of agriculture science, Proc. Soils and Crops Workshop, 20–21. Saskatoon, SK.
- PADILLA, F.M. y PUGNAIRE, F.I. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 4, 196-202.
- PARKER, KW. 1951. Method of measuring trend in range conditions on national forest ranges. USDA Forest Service, 26 pp, mixeo.
- PASSERA, C.B.; BORSETTO, O.; CANDIA, R.J. y STASI, C.R. 1992. Shrub control and seedling influences on grazing capacity in Argentina. *Journal of Range Management*. 45: 480-482.
- PAUDEL, K.P. y ANDERSEN, P. 2010. La evaluación de los pastizales utilizando múltiples imágenes satelitales temporales y modelo de superficie de presión de pastoreo

- en el Alto Mustang, Himalaya, Nepal. *Remote Sensing of Environment*. 14 (8), 1846-1866.
- PAVEZ, A. 2004. Análisis del comportamiento temporal del contenido de humedad, en suelos sometidos a obras de conservación (zanjas de infiltración y subsolado), en áreas de las regiones VI, VIII y VIII. Tesis para optar al título de Ingeniero Forestal. Universidad de Talca. Chile. 86 p.
- PETERSEN, S. y STRINGHAM, T. 2008. Infiltration, runoff, and sediment yield in response to western juniper encroachment in southeast Oregon. *Journal of Rangeland Ecology and Management*. 61, 74–81.
- PETTIT, E. 1999. Mejoramiento de la pradera natural. En: Curso corto de manejo y mejoramiento de pastizales. Texas, Tech.
- PETTORELLI, N.; VIK, J.O.; MYSTERUD, A.; GAILLARD, J.; TUCKER, C.J. y STENSETH, N.C. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution*. 20 (9), 503-510.
- PIERSON, F.B.; SPAETH, K.E.; WELTZ, M.A. y CARLSON, D.H. 2002. Hydrologic response of diverse western rangelands. *Journal of Range Management*. 55, 558-570.
- PYKE, D.A.; HERRICK, J.E.; SHAVER, P. y PELLANT, M. 2002. Rangeland Health Attributes and Indicators for Qualitative Assessment. *Journal of Range Management*. 55, 584–297.
- RAGON, M.; FONTAINE, M.C.; MOREIRA, D. y LOPEAGARCIA, P. 2012. Different biogeographic patterns of prokaryotes and microbial eukaryotes in epilithic biofilms. *Mol. Ecol*. 21, 3852–3868.
- RATLIFF, R.D. 1993. Viewpoint: Trend assessment by similarity - a demonstration. *Journal of Range Management*. 46, 139-141.
- RODRÍGUEZ, V. 2006. El majadeo o redileo. *Revista Fertilidad de la tierra* N° 23. Pag. 63-66.
- RONDÁN, V. y CHÁVEZ, DE. 2014. Estudio de manadas de la comunidad campesina Cordillera Blanca. Publicación del Instituto de Montaña, Proyecto Punas-Agua. Huaraz-Perú.
- SALAZAR, M.C. 1992. La investigación acción participativa. Madrid-España.
- SALCEDO, A.P. y SOLORZA, N.R. 2008. Estudio de la degradación de Tierras mediante análisis fisiográfico y aplicación de técnicas de teledetección. Cuenca media e inferior del río Guañacos, Departamento Minas, Provincia del Neuquén. *Boletín Geográfico*.

- SCHWARZ, C.; YSEBAERT, T.; ZHU, Z.C.; ZHANG, L.Q.; BOUMA, T.J. y HERMAN, P.M.J. 2011. Abiotics governing the establishment and expansion of two contrasting salt marsh species in the Yangtze Estuary, China. *Wetlands* 31, 1011–1021.
- SCHWINNING, S. y HOOTEN, M.M. 2009. Mojave Desert root systems. In: Webb R.H., Fenstermaker L.F., Heaton J.S., Hughson D.L., McDonald E.V. & Miller D.M. (Eds.). *The Mojave Desert: Ecosystem Processes and Sustainability*. University of Nevada Press, Reno, USA, pp. 278-311.
- SCHRÖDER, R. y PRASSE, R. 2013. Cultivation and hybridization alter the germination behavior of native plants used in revegetation and restoration. *Restoration Ecology*. 21,793–800.
- SKOVLIN, J.M.; HARRIS, R.W.; STRICKLER, G.S. y GARRISON, G.A. 1976. Effects of cattle grazing methods on ponderosa pine-bunchgrass range in the Pacific Northwest. U.S. Dep. Agr. Tech. Bull. No. 1531. 40 p.
- SMITH, S.D.; MONSON, R.K. y ANDERSON, J.E. 1997. *Physiological Ecology of North American Desert Plants*. Springer, New York, USA.
- SNYMAN, H.A. y DU PREEZ, C.C. 2005. Rangeland degradation in a semi-arid South Africa, II: influence on soil quality. *Journal of Arid Environment*. 60, 483-507.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. 2002. *Community Stewardship: A guide to establishing your own group*. The Stewardship Series. <http://www.ser.org>.
- STEED, J.E. y DEWALD, L.E. 2003. Transplanting sedges (*Carex spp.*) in southwestern riparian meadows. *Restoration Ecology*. 11, 247–256.
- STEVENS, R. 1981. Techniques for planting shrubs on wildland disturbances. In: Stelter, L. H.; DePuit, E. J.; Mikol, S. A., eds. *Proceedings—shrub establishment on disturbed arid and semiarid lands; 1980 December 1–2; Laramie, WY*. Cheyenne: Wyoming Game and Fish Department: 29–36.
- STUTH, J.; JAMA, A. y TOLLESON, D. 1991. Direct and indirect means of predicting forage quality through near infrared reflectance spectroscopy. *Field Crops Research*. 84, 45–56.
- SUÁREZ, F. 1980. *Conservación de Suelos*. Editorial Instituto Interamericano de Ciencias Agrarias. 3ra Edición. Costa Rica. 315 p.
- SUDING, K.N.; GROSS, K.L. y HOUSEMAN, G.R. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. Vol.19. No.1.

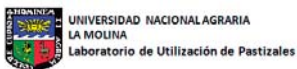
- SUN, B.; ZHANG, T.L. y ZHAO, Q.G. 1999. Fertility evolution of red soil derived from quaternary red clay in low-hilly region in middle subtropics: I. Evolution of soil physical fertility. *Acta Pedol. Sin.* (in Chinese). 36(1), 35–47.
- SWANSON, R.A. 1987. Training technology system: a method for identifying and solving training problems in industry and business. *Journal of Industrial Teacher Education*. 24 (4), 7-17.
- THOMSEN, D.; MARSDEN, I.D. y SPARROW, A.D. 2005. A field experiment to assess transplant success of salt marsh plants into tidal wetlands. *Wetlands Ecology and Management*. 13, 489-497.
- TISDALE, S.L. y NELSON, N.L. 1991. Fertilidad de los suelos y fertilizantes. UTEHA. México. Pp. 78-117.
- TONGWAY, D.J. y HINDLEY, N.L. 2004. Landscape function analysis. Procedures for monitoring and assessing landscapes. CSIRO Sustainable Ecosystems, Canberra.
- TORMO, J.; BOCHET, E. y GARCÍA-FAYOS, P. 2006. Is seed availability enough to ensure colonization success? An experimental study in road embankments. *Ecol. Eng.* 26, 224–230.
- TORTOSA, G.; ALBUQUERQUE, J.A.; AIT-BADDI, G. y CEGARRA, J. 2012. The production of commercial organic amendments and fertilizers by composting of two-phase olive mill waste (“alperujo”). *Journal of Cleaner Production* 26, 48-55.
- TOWNSEND, W.N. y GILLHAM, E.W.F. Pulverized fuel ash a medium for plant growth. In: Chadwick MJ, Goodman GT, editors. *The ecology of resource degradation and renewal*. Oxford: Blackwell Scientific; 1975. p. 287–304.
- URBANO, P. 1985. *Tratado de fitotecnia general*. Segunda Edición. Grupo Mundi-Prensa, España. Pp. 384-398.
- URRUTIA, R. y VUILLE, M. 2009. Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate change model: Temperature and precipitation simulations for the 21st century. *Journal of Geophysical Research*. 114, 1-15.
- VALVERDE, F.; CÓRDOBA, J. y PARRA, R. 2001. Erosión de suelo causada por labranza con maquinaria agrícola (arado y rastra) en Carchi, Ecuador. Report for the USAID Soil Management CRSP. INIAP, Quito, Ecuador.
- VAN DEN BERG, L. y KELLNER, K. 2005. Restoring degraded patches in a semi-arid rangeland of South Africa. *Journal of Arid Environments*. 61, 497-511.

- VILLEGAS, E.L. 2007. Investigación Participativa. En Perez G. 2000. Modelos de Investigación cualitativa en Educación Social y Animación Sociocultural. Aplicaciones prácticas. Madrid-España.
- VIS, M. 1991. Processes and patterns of erosion in natural and disturbed Andean forest ecosystems. Amsterdam: Koninklijk Nederlands Aardrijkskundig Genootschap.
- WALKER, B.H. 1980. A review of browse and its role in livestock production in southern Africa. Pages 7-24 in H. N. Le Houerou, ed. Browse in Africa. ILCA, Addis Ababa, Ethiopia.
- WALKER, J.W. y HODGKINSON, K.C. 1999. Grazing management: new technologies for old problems. Proceeding of the sixth international rangeland congress. Pp 424-430.
- WALKER, L.R.; HÖLZEL, N.; MARRS, R.; DEL MORAL, R. y PRACH, K. 2014. Optimization of intervention levels in ecological restoration. Applied Vegetation Science 17: 187-192.
- WEAVER, J.E. y DARLAN, R.W. 1947. A method of measuring vigor of range grasses. University of Nebraska – Lincoln. Agronomy and Horticulture Department Ecology. 28(2), 146-162.
- WEST, N.E. 1999. Managing for biodiversity of rangelands. In: Collins W.W., Qualset C.O. (Eds.), Biodiversity in Agroecosystems. CRC Press, Boca Raton, pp. 101–126.
- WESTOBY, M.; WALKER, B. y NOY-MEIR, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. Journal of Range Management 42:266-274.
- WHISENANT, S.G. 1999. Repairing damaged wildlands: A process-oriented, landscape scale approach. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- WHITFORD, W.G. 1995. Desertification: implications and limitations of the ecosystem health metaphor. In: Rapport, DJ, Gaudet, CL & Calow, P. (Eds), Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems, pp. 257–166. NATO ASI Series. Berlin: Springer-Verlag.
- WILD, A. 1992. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Versión Española de P. Urbano Terrón y C. Rojo Fernández. Mundi-Prensa. Madrid, España. 1045 pp.
- WILLEMS, J.H.; PEET, R.K. y BIK, L. 1993. Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. Journal of Vegetation Science. 4, 203–212.
- WILLIAMS, R.D. y HANKS, S.H. 1976. Hardwood nurseryman's guide. Agric. Handb. 473. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 78 p.

- WILSEY, B.J. 2010. Productivity and subordinate species response to dominant grass species and seed source during restoration. *Restoration Ecology*. 18, 628–637.
- WORKMAN, J. 1981. Analyzing ranch income statements - A modified approach. *Rangelands*. 3, 146 – 148.
- WRIGHT, H.A. y BAILEY, A.W. 1982. *Fire Ecology: United States and Southern Canada*. Wiley, New York.
- WU, D. y HUA, Z. 2014. The effect of vegetation on sediment resuspension and phosphorus release under hydrodynamic disturbance in shallow lakes. *Ecol. Eng.* 69(0), 55–62.
- ZAPATA, F. 2010. *Investigación Acción Participativa: una breve introducción*. Publicación del Instituto de Montaña, Proyecto Punas-Agua. Huaraz- Perú.
- ZHANG, B. y HORN, R. 2001. Mechanisms of aggregate stabilization in Ultisols from subtropical China. *Geoderma*. 99, 123–145.
- ZHAOBIN, J.; CHENG, J.; JIN, J.; SU, J. y BAJ, Y. 2014. Revegetation as an efficient means of improving the diversity and abundance of soil eukaryotes in the Loess Plateau of China. *Ecological Engineering*. 70, 169-174.

VIII. ANEXOS

Anexo 1. Ficha Descriptiva Relevamiento Pajonal Sillacancha (Octubre 2010)



Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales

| A. INFORMACIÓN GENERAL | | | |
|---|------------------------|--|-------------------------|
| 1. Comunidad o Granja: C. C. Cordillera Blanca | | | |
| 2. Propietario: Usufructo Comunal | | | |
| 3. Sitio N° Sillacancha | | 4. Geología: Q - al | |
| 5. Coordenadas (WGS-84) UTM 0238538 Longitud 8929001 | | 6. Altitud (msnm) 4100 | |
| 7. Zona de Vida bh - MT | | 8. Uso de la Tierra Pastoreo | |
| B. ECOLOGÍA DE LA VEGETACIÓN | | | |
| 9. Tipo Pastizal: Pajonal | | 10. Cobertura Vegetal (%) 51% | |
| 12. Especies Dominantes Dominante: <i>Calamagrostis macrophylla</i> Sub-Dominante: <i>Stipa brachyphylla</i> Sub-Sub-Dominante: <i>Scirpus rigidus</i> | | 11. Mantillo Escaso | |
| 13. Intensidad de Uso: Pesado | | | |
| 14. Tendencia del Pastizal (SI/No): Negativa | | | |
| Plántulas | Si | | |
| Mantillo | No | | |
| Erosión Laminar o Cárcavas | Si | | |
| Vigor de Plantas | No | | |
| Especies Perennes | Si | | |
| Malezas <20% | No | | |
| C. AGUA | | | |
| 25. Fuentes de Agua: lluvia, riachuelo | | | 26. Tipo: permanente |
| D. MORFOLOGÍA DE SUELOS | | | |
| 15. Posic. Topográfica | Plana o casi plana | 19. Grado de Erosión | Moderado |
| 16. Paisaje Circundante | Montañoso | 20. Pedregosidad Superf. (%) | 45.0% |
| 17. Pendiente (%) | 5 – 10% | 21. Afloram. Rocoso (%) | 2 a 5% |
| 18. Signos de Erosión | Laminar | 22. Textura: franco limoso | Observaciones: |
| E. EVALUACIÓN DEL CAMPO | | | |
| 27. Valor Forrajero | | 29. Indicadores de Perturbación | |
| Plantas Palatables (%) | 40 | Malezas | Abundante |
| 28. Intensidad de Pastoreo | | Plantas Anuales/Matas | Regular |
| Uso de Plantas Palatables | Intenso | 30. Regeneración de Plántulas (D% + PD%) / I% 40:60 | |
| 31. Salud Hábitat | | Cobertura Vegetal (%) 51 | |
| Mantillo | | Menor al esperado | |
| Plantas en Pedestal | | Ausente | |
| Pavimento Erosión | | Ausente | |
| F. CONDICIÓN ECOLÓGICA | | | |
| 32. Vacunos Pobre | 33. Ovinos Pobre | 34. Alpacas Pobre | 35. Llamas Pobre |
| G. CAPACIDAD DE CARGA (excluyente) | | | |
| 36. Vacunos (UA/ha/año) | 37. Ovinos (UO/ha/año) | 38. Alpacas (UAL/ha/año) | 39. Llamas (ULL/ha/año) |
| 0.1 | 0.5 | 0.3 | 0.2 |
| H. ESPECIE ANIMAL RECOMENDADA | | | |
| Ovinos y Llamas | | | |
| I. Observaciones: | | | |
| PDR: Pastoreo diferido rotativo, MA: Manejo de aguadas, RN: Revegetación natural, MG: Majadeo y guaneo. | | | |



Anexo 2. Ficha Descriptiva *Festuca humilior* (Fehu)



HÁBITO. Perenne; cespitosa.

CARACTERÍSTICAS:

- Rizomas: Basales intravaginales, altura máxima 90-145 cm de largo.
- Culmos: 12-25 cm de largo; 2 nodos con 0.5 cm de longitud por debajo de nodo superior.
- Entrenudos cilíndricos.
- Vainas laminares: Tubulares en gran proporción de su longitud; glabra en la superficie.
- Lígula: es una membrana ciliolada de 0.5 mm de largo.
- Láminas foliares flexuosas: Filiformes y conduplicada de 0.5-0.7 mm de ancho.
- Venación de la punta de la hoja: tiene esclerénquima subepidérmico unido a venas arriba y abajo.
- Capa subepidérmica de esclerénquima: uniforme y continua en la parte inferior.
- Pubéculas en la superficie de la hoja de punta: adaxialmente peludo.

INFLORESCENCIA

- Panícula abierta, lineal: de 1.5-4 cm de largo con pocas espiguillas.
- Ramas primarias de la panícula adpresas; teniendo 1 espiguilla fértil en cada rama inferior.
- Espiguillas solitarias, pediceladas y fértiles: Comprenden 3 a 4 flósculos fértiles; con los floretes disminuidos en el ápice.
- Espiguillas lanceoladas: comprimido lateralmente; 4.5-6.5 mm de largo; rompiendo en la madurez; desarticulando debajo de cada flósculo fértil.
- Entrenudos de la raquilla: de 1 mm de largo y lisas.
- Gluma inferior: venas laterales ausentes. Baja ápice agudo gluma.
- Vena primaria superior gluma escabrosa.
- Flósculos lanceolados fértiles, lema de 4-4.5 mm de largo, membranosa y sin quilla.
- Lema principal: arista 0-0.5 mm de longitud.

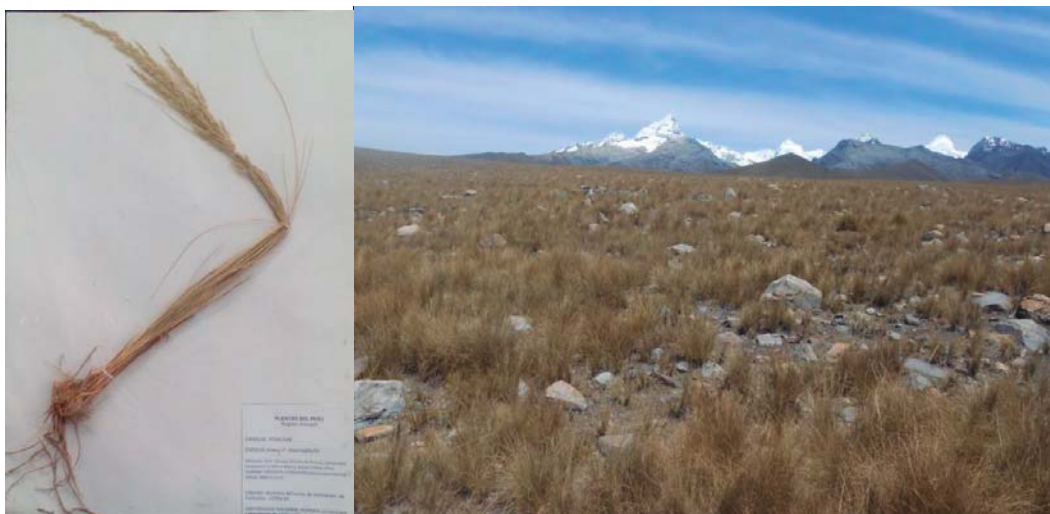
FLORES. 3 Anteras de 2.8 a 3 mm de largo. Ovario glabro.

FRUTO. Cariópside con pericarpo adherente. Hilio lineal.

DISTRIBUCIÓN. Al oeste y al sur de América del Sur.

REFERENCIA. Clayton *et al.* (2006).

Anexo 3. Ficha Descriptiva *Calamagrostis macrophylla* (Cama)



HÁBITO. Perenne.

CARACTERÍSTICAS.

- Rizomas cortos y una altura máxima de 50-130 cm de largo.
- Láminas de la vaina lisas y escabrosas; glabras en la superficie.
- Lígula: membrana eciliada de 3-5 mm de largo.
- Láminas foliares: 20-45 cm de largo, 2-3 mm de ancho y rígidas.
- Superficie de la hoja de hoja escabrosa; axialmente áspera.
- Lámina foliar con márgenes escabrosos.

INFLORESCENCIA

- Panícula abierta, lanceoladas; interrumpido y densa; 15-30 cm de largo; 2-3 cm de ancho. Ramas primarias de la panícula ascendentes. Panoja con ramas pubérulas.
- Espiguillas solitarias. Espiguillas fértiles pediceladas. Pedicelos pubérulos y fértiles Espiguillas comprenden 1 flósculo fértil con una extensión de raquilla estéril.
- Espiguillas lanceoladas; comprimidas lateralmente; 6-7.8 mm de largo; rompiendo en la madurez y desarticulando debajo de cada flósculo fértil.
- Gluma inferior venas laterales ausentes. Glumas superiores lanceoladas con 6-7.8 mm de largo; 1.1 a 1.2 longitud.
- Lemma fértil y membranos, verde claro, o púrpura; 1-quilla.
- Flósculos lanceolados y fértiles de 5.5-6.5 mm de largo; membranosos y sin quilla. Lema principal con arista dorsal; 7-9 mm de longitud total.
- Extensión raquilla 2.7-3.5 mm de largo con pilosidades de 1-2 mm de largo.

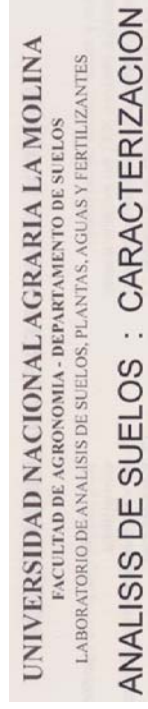
FLOR. 2 lodículas, 3 anteras y 2 estigmas.

FRUTO. Cariópside con pericarpo adherente. Hilio puntiforme.

DISTRIBUCIÓN Al oeste y sur de América del Sur.

REFERENCIA. Clayton *et al.* (2006).

Anexo 4. Análisis de Caracterización de Suelos



ANÁLISIS DE SUELOS : CARACTERIZACIÓN

Solicitante : Laboratorio de Utilización de Pastizales
Lugar : Ancash, Recuay

Predio : C. C. Cordillera Blanca
Fecha : 14 - 10 - 2010

| Lab | Muestra | pH (1:1) | CE (1:1) dS/m | CaCO 3 % | MO % | P ppm | K ppm | Análisis Mecánico | | | Textura | CIC | Cationes Cambiables meq/100g | | | | Suma de Cationes | Suma de Bases | % Sat. de Bases | |
|-----|-----------|----------|---------------|----------|------|-------|-------|-------------------|--------|-----------|---------|-------|------------------------------|------------------|----------------|-----------------|------------------|---------------|-----------------|-----------------------------------|
| | | | | | | | | Arena % | Limo % | Arcilla % | | | Ca ⁺² | Mg ⁺² | K ⁺ | Na ⁺ | | | | Al ⁺³ + H ⁺ |
| 933 | Control | 4.53 | 0.11 | 0.00 | 4.91 | 3.40 | 24 | 54 | 42 | 4 | Fr.A. | 9.28 | 0.42 | 0.12 | 0.03 | 0.09 | 0.60 | 1.26 | 0.66 | 7.00 |
| 934 | Cama | 4.12 | 0.12 | 0.00 | 4.87 | 4.30 | 25 | 52 | 44 | 4 | Fr.A. | 14.40 | 0.45 | 0.14 | 0.05 | 0.10 | 2.30 | 3.04 | 0.74 | 5.00 |
| 935 | Cama + MO | 4.16 | 0.15 | 0.00 | 5.74 | 5.00 | 27 | 56 | 42 | 2 | Fr.A. | 10.08 | 0.44 | 0.13 | 0.03 | 0.09 | 1.10 | 1.79 | 0.68 | 7.00 |
| 936 | Fehu | 4.24 | 0.13 | 0.00 | 5.04 | 5.70 | 36 | 56 | 38 | 6 | Fr.A. | 7.52 | 0.47 | 0.13 | 0.02 | 0.08 | 0.80 | 1.50 | 0.70 | 9.00 |
| 937 | Fehu + MO | 4.28 | 0.16 | 0.00 | 6.28 | 5.00 | 39 | 58 | 38 | 4 | Fr.A. | 13.60 | 0.61 | 0.17 | 0.09 | 0.09 | 1.60 | 2.56 | 0.95 | 7.00 |

Solicitante : Laboratorio de Utilización de Pastizales
Lugar : Ancash, Recuay

Predio : C. C. Cordillera Blanca
Fecha : 21 - 11 - 2011

| Lab | Muestra | pH (1:1) | CE (1:1) dS/m | CaCO 3 % | MO % | P ppm | K ppm | Análisis Mecánico | | | Textura | CIC | Cationes Cambiables meq/100g | | | | Suma de Cationes | Suma de Bases | % Sat. de Bases | |
|-------|-----------|----------|---------------|----------|------|-------|-------|-------------------|--------|-----------|---------|-------|------------------------------|------------------|----------------|-----------------|------------------|---------------|-----------------|-----------------------------------|
| | | | | | | | | Arena % | Limo % | Arcilla % | | | Ca ⁺² | Mg ⁺² | K ⁺ | Na ⁺ | | | | Al ⁺³ + H ⁺ |
| 12067 | Control | 4.71 | 0.06 | 0.00 | 5.11 | 2.70 | 12 | 52 | 40 | 8 | Fr.A. | 10.42 | 0.3 | 0.06 | 0.50 | 0.06 | 0.80 | 1.71 | 0.92 | 9.00 |
| 12068 | Fehu + MO | 4.50 | 0.05 | 0.00 | 8.38 | 3.10 | 25 | 48 | 42 | 10.00 | Fr.A. | 13.44 | 0.45 | 0.09 | 0.32 | 0.09 | 0.90 | 1.86 | 0.96 | 7.00 |
| 12069 | Fehu | 4.59 | 0.06 | 0.00 | 5.89 | 3.30 | 31 | 52 | 38 | 10.00 | Fr.A. | 13.44 | 0.43 | 0.10 | 0.06 | 0.07 | 1.80 | 2.46 | 0.66 | 5.00 |
| 12070 | Cama + MO | 4.36 | 0.09 | 0.00 | 6.96 | 3.50 | 16 | 54 | 40 | 6.00 | Fr.A. | 9.12 | 0.39 | 0.09 | 0.04 | 0.07 | 0.60 | 1.19 | 0.59 | 6.00 |
| 12071 | Cama | 4.41 | 0.08 | 0.00 | 5.53 | 4.20 | 9 | 58 | 34 | 8.00 | Fr.A. | 9.28 | 0.38 | 0.09 | 0.07 | 0.08 | 0.60 | 1.23 | 0.63 | 7.00 |

Anexo 5. Base de Datos de Resultados

Mortalidad de Esquejes (promedio por tratamiento por mes)

| Mes | T1: Fehu + MO | | T2: Fehu | | T3: Cama + MO | | T4: Cama | |
|---------|---------------|----|----------|----|---------------|----|----------|----|
| | N° | % | N° | % | N° | % | N° | % |
| Enero | 8 | 25 | 10 | 36 | 10 | 29 | 13 | 44 |
| Marzo | 9 | 27 | 11 | 36 | 10 | 30 | 14 | 48 |
| Mayo | 10 | 29 | 12 | 40 | 11 | 36 | 17 | 57 |
| Agosto | 11 | 31 | 13 | 41 | 12 | 38 | 19 | 65 |
| Octubre | 11 | 31 | 13 | 41 | 12 | 38 | 19 | 65 |

Altura de Esquejes (promedio por tratamiento por mes)

| Mes | T1: Fehu + MO | T2: Fehu | T3: Cama + MO | T4: Cama |
|---------|---------------|----------|---------------|----------|
| Enero | 25.67 | 20.45 | 22.90 | 18.67 |
| Marzo | 45.21 | 31.67 | 37.00 | 22.56 |
| Mayo | 57.00 | 38.15 | 42.65 | 27.60 |
| Agosto | 64.97 | 44.23 | 50.32 | 33.56 |
| Octubre | 65.20 | 45.20 | 50.60 | 34.02 |

Volumen de Esquejes (promedio por tratamiento por mes)

| Mes | T1: Fehu + MO | T2: Fehu | T3: Cama + MO | T4: Cama |
|---------|---------------|----------|---------------|----------|
| Enero | 4680.55 | 3133.07 | 3861.58 | 1606.39 |
| Marzo | 13455.77 | 7734.06 | 8431.25 | 2495.10 |
| Mayo | 26045.69 | 11285.49 | 12868.33 | 5034.66 |
| Agosto | 26066.36 | 15144.98 | 18334.15 | 8257.71 |
| Octubre | 35887.40 | 19085.10 | 22764.40 | 10023.83 |

Niveles de Infiltración Terminal Diferenciando dosis de Materia Orgánica (MO)

| Medición | Con MO | Sin MO |
|----------|--------|--------|
| 1 | 0.68 | 0.41 |
| 2 | 0.75 | 0.35 |
| 3 | 0.45 | 0.53 |
| 4 | 0.38 | 0.60 |
| 5 | 1.03 | 0.19 |
| 6 | 0.20 | 0.09 |
| 7 | 0.22 | 0.13 |
| 8 | 0.17 | 0.07 |
| 9 | 0.17 | 0.15 |
| 10 | 0.25 | 0.09 |
| 11 | 0.27 | 0.13 |
| 12 | 0.27 | 0.13 |

Niveles de Infiltración por Especie Vegetal vs. Usufructo

| Minutos | Fehu | Cama | Usufructo |
|---------|------|------|-----------|
| 1 | 0.11 | 0.11 | 0.06 |
| 2 | 0.12 | 0.10 | 0.11 |
| 3 | 0.13 | 0.11 | 0.04 |
| 4 | 0.29 | 0.25 | 0.10 |
| 5 | 0.11 | 0.11 | 0.11 |
| 15 | 0.10 | 0.09 | 0.06 |
| 30 | 0.09 | 0.06 | 0.05 |
| 50 | 0.18 | 0.09 | 0.04 |

Humedad del Suelo (Promedio por tratamiento por mes)

| Mes | T1: Fehu + MO | T2: Fehu | T3: Cama + MO | T4: Cama |
|---------|---------------|----------|---------------|----------|
| Enero | 30.10 | 22.90 | 26.90 | 20.30 |
| Marzo | 35.50 | 27.50 | 34.40 | 24.30 |
| Mayo | 15.80 | 9.70 | 13.20 | 8.60 |
| Agosto | 27.80 | 15.70 | 24.20 | 13.90 |
| Octubre | 21.69 | 9.78 | 18.28 | 8.66 |

Composición Florística por Tratamiento

| Especie botánica | Clave | Deseabilidad Ovinos | Inicio Oct 2011 Usufructo | Final Ago 2011 - % por tratamiento | | | | |
|----------------------------------|--------|---------------------|---------------------------|------------------------------------|--------------|---------|--------------|---------|
| | | | | Usufructo (Control) | T1 Fehu + MO | T2 Fehu | T3 Cama + MO | T4 Cama |
| <i>Aciachne pulvinata</i> | Acpu | I | 3.5 | 2.0 | | | | 1.3 |
| <i>Agrostis tolusensis</i> | Agto | PD | | 2.0 | 2.8 | 4.0 | 7.8 | |
| <i>Astragalus picbenringii</i> | Aspi | I | | | | 1.3 | | 1.3 |
| <i>Baccharis caespitosa</i> | Baca | I | 3.2 | | | | | 1.3 |
| <i>Calamagrostis macrophylla</i> | Cama | D | 38.9 | 28.8 | 25.2 | 24.1 | 41.6 | 41.6 |
| <i>Festuca humilior</i> | Fehu | D | | | 15.1 | 15.0 | | |
| <i>Galium corymborum</i> | Gaco | I | 4.8 | | | | | 1.3 |
| <i>Muhlenbergia peruviana</i> | Mupe | PD | | 2.0 | 19.6 | 13.3 | 14.0 | 19.5 |
| <i>Plantago sericeae</i> | Plase | PD | 13.2 | 16.8 | 4.0 | 6.5 | 9.0 | |
| <i>Scirpus rigidus</i> | Sciri | PD | 15.4 | 14.6 | 6.1 | 6.7 | 5.1 | 9.7 |
| <i>Stipa brachiphylla</i> | Stibra | PD | 19.0 | 26.4 | 19.2 | 19.3 | 12.7 | 16.2 |
| <i>Werneria nubigea</i> | Wenu | PD | 2.2 | 7.4 | 7.9 | 10.0 | 9.8 | 7.8 |
| Total (%) | | | 100 | 100 | 100.0 | 100 | 100.0 | 100 |

Anexo 6. Análisis de varianza y prueba de comparación de medias, variable Mortalidad de esquejes en cantidad (F: *F. humilior*, C: *C. macrophylla*, C: con materia orgánica y S: sin materia orgánica)

```

DATA MORTALIDAD;
OPTIONS NODATE NOCENTER NONUMBER LS=80 PS=80;
TITLE 'MORTALIDAD ESQUEJES';
INPUT TRT ESQ$ MO$ VR;
CARDS;
1 F C 8
1 F C 9
1 F C 10
1 F C 11
1 F C 11
2 F S 10
2 F S 11
2 F S 12
2 F S 13
2 F S 13
3 C C 10
3 C C 10
3 C C 11
3 C C 12
3 C C 12
4 C S 13
4 C S 14
4 C S 17
4 C S 19
4 C S 19
;
PROC PRINT;
PROC ANOVA;
CLASS TRT;
MODEL VR = TRT;
RUN;
QUIT;
PROC ANOVA;
CLASS ESQ MO;
MODEL VR = ESQ MO ESQ*MO;
MEANS ESQ MO/DUNCAN LSD;
RUN;
QUIT;

```

MORTALIDAD ESQUEJES

Procedimiento ANOVA

Variable dependiente: VR

| Fuente | DF | Anova SS | Cuadrado de la media | F-Valor | Pr > F |
|-----------------|----|--------------|----------------------|---------|--------|
| ESQ | 1 | 42.05000000 | 42.05000000 | 13.79 | 0.0019 |
| MO | 1 | 68.45000000 | 68.45000000 | 22.44 | 0.0002 |
| ESQ*MO | 1 | 14.45000000 | 14.45000000 | 4.74 | 0.0448 |
| Error | 16 | 48.80000000 | 3.05000000 | | |
| Total corregido | 19 | 173.75000000 | | | |

| | | | |
|------------|----------|----------|----------|
| R-cuadrado | Coef Var | Raíz MSE | VR Media |
| 0.719137 | 14.25653 | 1.746425 | 12.25000 |

MORTALIDAD ESQUEJES

Procedimiento ANOVA

t Tests (LSD) para VR

NOTA: This test controls the Type I comparisonwise error rate, not the experimentwise error rate.

| | |
|--------------------------------|---------|
| Alpha | 0.05 |
| Error Degrees of Freedom | 16 |
| Error de cuadrado medio | 3.05 |
| Valor crítico de t | 2.11991 |
| Diferencia menos significativa | 1.6557 |

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes.

t agrupamiento

| | Media | N | ESQ |
|---|---------|----|-----|
| A | 13.7000 | 10 | C |
| B | 10.8000 | 10 | F |

MORTALIDAD ESQUEJES

Procedimiento ANOVA

t Tests (LSD) para VR

NOTA: This test controls the Type I comparisonwise error rate, not the experimentwise error rate.

| | |
|--------------------------------|---------|
| Alpha | 0.05 |
| Error Degrees of Freedom | 16 |
| Error de cuadrado medio | 3.05 |
| Valor crítico de t | 2.11991 |
| Diferencia menos significativa | 1.6557 |

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes.

t agrupamiento

| | Media | N | MO |
|---|---------|----|----|
| A | 14.1000 | 10 | S |
| B | 10.4000 | 10 | C |

Anexo 7. Análisis de varianza y prueba de comparación de medias, variable Altura de esquejes (F: *F. humilior*, C: *C. macrophylla*, C: con materia orgánica y S: sin materia orgánica)

```

DATA ALTURA;
OPTIONS NODATE NOCENTER NONUMBER LS=80 PS=80;
TITLE 'ALTURA ESQUEJES';
INPUT TRT ESQ$ MO$ VR;
CARDS;
1 F C 25.67
1 F C 45.21
1 F C 57.00
1 F C 64.97
1 F C 65.20
2 F S 20.45
2 F S 31.67
2 F S 38.15
2 F S 44.23
2 F S 45.20
3 C C 22.90
3 C C 37.00
3 C C 42.65
3 C C 50.32
3 C C 50.60
4 C S 18.67
4 C S 22.56
4 C S 27.60
4 C S 33.56
4 C S 34.02
;
PROC PRINT;
PROC GLM;
CLASS TRT;
MODEL VR = TRT;
RUN;
QUIT;
PROC GLM;
CLASS ESQ MO;
MODEL VR = ESQ MO ESQ*MO;
MEANS ESQ MO/DUNCAN LSD;
RUN;
QUIT;

```

ALTURA ESQUEJES

Procedimiento GLM

Variable dependiente: VR

| Fuente | DF | Suma de cuadrados | Cuadrado de la media | F-Valor | Pr > F |
|-----------------|----|-------------------|----------------------|---------|--------|
| ESQ | 1 | 478.926845 | 478.926845 | 3.44 | 0.0823 |
| MO | 1 | 1057.203405 | 1057.203405 | 7.59 | 0.0141 |
| ESQ*MO | 1 | 6.373205 | 6.373205 | 0.05 | 0.8334 |
| Error | 16 | 2229.867800 | 139.366737 | | |
| Total corregido | 19 | 3772.371255 | | | |

| | | | |
|------------|----------|----------|----------|
| R-cuadrado | Coef Var | Raíz MSE | VR Media |
| 0.408895 | 30.36243 | 11.80537 | 38.88150 |

ALTURA ESQUEJES

Procedimiento GLM

Prueba del rango múltiple de Duncan para VR

| | |
|--------------------------|----------|
| Alpha | 0.05 |
| Error Degrees of Freedom | 16 |
| Error de cuadrado medio | 139.3667 |

| | |
|------------------|-------|
| Número de medias | 2 |
| Rango crítico | 11.19 |

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes.

Duncan Agrupamiento

| | Media | N | ESQ |
|---|--------|----|-----|
| A | 43.775 | 10 | F |
| A | | | |
| A | 33.988 | 10 | C |

ALTURA ESQUEJES

Procedimiento GLM

t Tests (LSD) para VR

NOTA: This test controls the Type I comparisonwise error rate, not the experimentwise error rate.

| | |
|--------------------------------|----------|
| Alpha | 0.05 |
| Error Degrees of Freedom | 16 |
| Error de cuadrado medio | 139.3667 |
| Valor crítico de t | 2.11991 |
| Diferencia menos significativa | 11.192 |

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes.

T Agrupamiento

| | Media | N | MO |
|---|--------|----|----|
| A | 46.152 | 10 | C |
| B | 31.611 | 10 | S |

Anexo 8. Análisis de varianza y prueba de comparación de medias, variable volumen de esquejes (F: *F. humilior*, C: *C. macrophylla*, C: con materia orgánica y S: sin materia orgánica)

```

DATA VOLUMEN;
OPTIONS NODATE NOCENTER NONUMBER LS=80 PS=80;
TITLE 'VOLUMEN ESQUEJES';
INPUT TRT ESQ$ MO$ VR;
CARDS;
1 F C 4680.55
1 F C 13455.77
1 F C 26045.69
1 F C 26066.36
1 F C 35887.40
2 F S 3133.07
2 F S 7734.06
2 F S 11285.49
2 F S 15144.98
2 F S 19085.10
3 C C 3861.58
3 C C 8431.25
3 C C 12868.33
3 C C 18334.15
3 C C 22764.40
4 C S 1606.39
4 C S 2495.10
4 C S 5034.66
4 C S 8257.71
4 C S 10023.83
;
PROC PRINT;
PROC ANOVA;
CLASS TRT;
MODEL VR = TRT;
RUN;
QUIT;
PROC ANOVA;
CLASS ESQ MO;
MODEL VR = ESQ MO ESQ*MO;
MEANS ESQ MO/DUNCAN LSD;
RUN;
QUIT;

```

VOLUMEN ESQUEJES

Procedimiento ANOVA

Variable dependiente: VR

| Fuente | DF | Suma de cuadrados | Cuadrado de la media | F-Valor | Pr > F |
|-----------------|----|-------------------|----------------------|---------|--------|
| ESQ | 1 | 236954645.9 | 236954645.9 | 3.68 | 0.0732 |
| MO | 1 | 392454498.6 | 392454498.6 | 6.09 | 0.0252 |
| ESQ*MO | 1 | 5952550.6 | 5952550.6 | 0.09 | 0.7651 |
| Error | 16 | 1030902950 | 64431434 | | |
| Total corregido | 19 | 1666264645 | | | |

| | | | |
|------------|----------|----------|----------|
| R-cuadrado | Coef Var | Raíz MSE | VR Media |
| 0.381309 | 62.66236 | 8026.919 | 12809.79 |

VOLUMEN ESQUEJES

Procedimiento ANOVA

Prueba del rango múltiple de Duncan para VR

| | |
|--------------------------|----------|
| Alpha | 0.05 |
| Error Degrees of Freedom | 16 |
| Error de cuadrado medio | 64431434 |

| | |
|------------------|------|
| Número de medias | 2 |
| Rango crítico | 7610 |

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes.

Duncan Agrupamiento

| | Media | N | ESQ |
|---|-------|----|-----|
| A | 16252 | 10 | F |
| A | | | |
| A | 9368 | 10 | C |

VOLUMEN ESQUEJES

Procedimiento ANOVA

t Tests (LSD) para VR

| | |
|--------------------------------|----------|
| Alpha | 0.05 |
| Error Degrees of Freedom | 16 |
| Error de cuadrado medio | 64431434 |
| Valor crítico de t | 2.11991 |
| Diferencia menos significativa | 7609.9 |

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes.

t Agrupamiento

| | Media | N | MO |
|---|-------|----|----|
| A | 17240 | 10 | C |
| B | 8380 | 10 | S |

Anexo 9. Análisis de varianza y prueba de comparación de medias, variable infiltración según nivel de materia orgánica (C: con materia orgánica y S: sin materia orgánica) y especie botánica (F: *F. humilior*, C: *C. macrophylla* y U: Usufructo comunal)

```

DATA INFILTRACION MO;
OPTIONS NODATE NOCENTER NONUMBER LS=80 PS=80;
TITLE 'INFILTRACION MO';
INPUT TRT$ VR;
CARDS;
C 0.675
C 0.75
C 0.49
C 0.4
C 1.025
C 0.2
C 0.22
C 0.18
C 0.165
C 0.245
C 0.2675
C 0.265
S 0.405
S 0.29
S 0.41
S 0.5
S 0.1875
S 0.0875
S 0.13
S 0.065
S 0.145
S 0.09
S 0.1275
S 0.13
;
PROC PRINT;
RUN;
PROC ANOVA;
CLASS TRT;
MODEL VR = TRT;
MEANS TRT/DUNCAN LSD;
RUN;
QUIT;

```

INFILTRACION MO

Procedimiento ANOVA

Variable dependiente: VR

| Fuente | DF | Suma de cuadrados | Cuadrado de la media | F-Valor | Pr > F |
|-----------------|----|-------------------|----------------------|---------|--------|
| TRT | 1 | 0.22330104 | 0.22330104 | 4.57 | 0.0439 |
| Error | 22 | 1.07521979 | 0.04887363 | | |
| Total corregido | 23 | 1.29852083 | | | |

| R-cuadrado | Coef Var | Raíz MSE | VR Media |
|------------|----------|----------|----------|
| 0.171966 | 71.21841 | 0.221074 | 0.310417 |

INFILTRACION MO

t Tests (LSD) para VR

NOTA: This test controls the Type I comparisonwise error rate, not the experimentwise error rate.

Alpha 0.05
 Error Degrees of Freedom 22
 Error de cuadrado medio 0.048874
 Valor crítico de t 2.07387
 Diferencia menos significativa 0.1872

T Agrupamiento

| | Medi a | N | TRT |
|---|---------|----|-----|
| A | 0.40688 | 12 | C |
| B | 0.21396 | 12 | S |

```

DATA ESQUEJES;
OPTIONS NODATE NOCENTER NONUMBER LS=80 PS=80;
TITLE 'INFILTRACIÓN ESQUEJES';
INPUT TRT$ VR;
CARDS;
F 0.11
F 0.12
F 0.13
F 0.29
F 0.11
F 0.10
F 0.09
F 0.18
C 0.11
C 0.10
C 0.11
C 0.25
C 0.11
C 0.09
C 0.06
C 0.09
U 0.06
U 0.11
U 0.04
U 0.1
U 0.11
U 0.06
U 0.05
U 0.04
;
PROC PRINT;
PROC ANOVA;
CLASS TRT;
MODEL VR = TRT;
MEANS TRT/DUNCAN LSD;
RUN;
QUIT;
    
```

INFILTRACIÓN ESQUEJES

Procedimiento ANOVA

Variab le dependi ente: VR

| Fuente | DF | Suma de cuadrados | Cuadrado de la media | F-Valor | Pr > F |
|-----------------|----|-------------------|----------------------|---------|--------|
| TRT | 2 | 0.02000833 | 0.01000417 | 3.51 | 0.0482 |
| Error | 21 | 0.05977500 | 0.00284643 | | |
| Total corregido | 23 | 0.07978333 | | | |

| | | | |
|------------|----------|----------|----------|
| R-cuadrado | Coef Var | Raíz MSE | VR Media |
| 0.250783 | 48.87200 | 0.053352 | 0.109167 |

INFILTRACIÓN ESQUEJES

Procedimiento ANOVA

t Tests (LSD) para VR

NOTA: This test controls the Type I comparisonwise error rate, not the experimentwise error rate.

| | |
|--------------------------------|----------|
| Al pha | 0.05 |
| Error Degrees of Freedom | 21 |
| Error de cuadrado medio | 0.002846 |
| Valor crítico de t | 2.07961 |
| Diferencia menos significativa | 0.0555 |

t Agrupamiento

| | Media | N | TRT |
|-----|---------|---|-----|
| A | 0.14125 | 8 | F |
| A | | | |
| B A | 0.11500 | 8 | C |
| B | | | |
| B | 0.07125 | 8 | U |

Anexo 10. Análisis de varianza y prueba de comparación de medias, variable humedad del suelo (F: *F. humilior*, C: *C. macrophylla*, C: con materia orgánica y S: sin materia orgánica)

```

DATA MO;
OPTIONS NODATE NOCENTER NONUMBER LS=80 PS=80;
TITLE 'HUMEDAD';
INPUT TRT ESQ$ MO$ VR;
CARDS;
1 F C 30.1
1 F C 35.5
1 F C 15.8
1 F C 27.8
1 F C 21.7
2 F S 22.9
2 F S 27.5
2 F S 9.7
2 F S 15.7
2 F S 9.8
3 C C 26.9
3 C C 34.4
3 C C 13.2
3 C C 24.2
3 C C 18.3
4 C S 20.3
4 C S 24.3
4 C S 8.6
4 C S 13.9
4 C S 8.7
;
PROC PRINT;
PROC ANOVA;
CLASS TRT;
MODEL VR = TRT;
RUN;
QUIT;
PROC ANOVA;
CLASS ESQ MO;
MODEL VR = ESQ MO ESQ*MO;
MEANS ESQ MO/DUNCAN LSD;
RUN;
QUIT;

```

HUMEDAD

Procedimiento ANOVA

Variable dependiente: VR

| Fuente | DF | Suma de cuadrados | Cuadrado de la media | F-Valor | Pr > F |
|-----------------|----|-------------------|----------------------|---------|--------|
| ESQ | 1 | 28.0845000 | 28.0845000 | 0.48 | 0.5003 |
| MO | 1 | 374.1125000 | 374.1125000 | 6.34 | 0.0229 |
| ESQ*MO | 1 | 0.8405000 | 0.8405000 | 0.01 | 0.9065 |
| Error | 16 | 944.728000 | 59.045500 | | |
| Total corregido | 19 | 1347.765500 | | | |

| R-cuadrado | Coef Var | Raíz MSE | VR Media |
|------------|----------|----------|----------|
| 0.299041 | 37.54755 | 7.684107 | 20.46500 |

HUMEDAD

Procedimiento ANOVA

Prueba del rango múltiple de Duncan para VR

| | |
|--------------------------|---------|
| Alpha | 0.05 |
| Error Degrees of Freedom | 16 |
| Error de cuadrado medio | 59.0455 |

| | |
|------------------|-------|
| Número de medias | 2 |
| Rango crítico | 7.285 |

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes.

Duncan Agrupamiento

| | Medi a | N | ESQ |
|---|--------|----|-----|
| A | 21.650 | 10 | F |
| A | | | |
| A | 19.280 | 10 | C |

HUMEDAD

Procedimiento ANOVA

t Tests (LSD) para VR

| | |
|--------------------------------|---------|
| Alpha | 0.05 |
| Error Degrees of Freedom | 16 |
| Error de cuadrado medio | 59.0455 |
| Valor crítico de t | 2.11991 |
| Diferencia menos significativa | 7.2849 |

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes.

T Agrupamiento

| | Medi a | N | MO |
|---|--------|----|----|
| A | 24.790 | 10 | C |
| B | 16.140 | 10 | S |