

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
DOCTORADO EN CIENCIA ANIMAL**



**“CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN,
FUNCIÓN HIDROLÓGICA Y CONDICIÓN DEL
PASTIZAL POR EFECTO DEL DESCANSO Y
DIFERIMIENTO”**

**Presentada por:
RAÚL ENRIQUE TÁCUNA CÉSPEDES**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE DOCTOR
DOCTORIS PHILOSOPHIAE EN CIENCIA ANIMAL**

Lima - Perú

2022

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
DOCTORADO EN CIENCIA ANIMAL**

**“CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN,
FUNCIÓN HIDROLÓGICA Y CONDICIÓN DEL PASTIZAL
POR EFECTO DEL DESCANSO Y DIFERIMIENTO”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
DOCTORIS PHILOSOPHIAE**

Presentada por:

RAÚL ENRIQUE TÁCUNA CÉSPEDES

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Ph.D. Julio Alegre Orihuela
PRESIDENTE

Ph.D. Enrique Ricardo Flores Mariazza
ASESOR

Ph.D. Lucrecia Aguirre Terrazas
MIEMBRO

Ph.D. Javier Arturo Ñaupari Vásquez
MIEMBRO

Ph.D. Luis Lizardo Oscanoa Gamarra
MIEMBRO EXTERNO

A Dios

A mi familia, Julissa y Raquelita

A mis padres, Rosa y Raúl

A mis hermanos, Andrés y Rosa

A mis abuelitos, Carlos y Susana, Braulio y Feliciano

A toda mi familia

AGRADECIMIENTOS

- A mi estimado asesor de tesis Ph.D. Enrique Flores Mariazza, por su guía y consejo académico y profesional.
- A la Ph.D. Lucrecia Aguirre y al Ph.D. Javier Ñaupari por su apoyo, consejo y motivación.
- Al Ph.D. Roberto Distel y al Ph.D. Luis Oscanoa por sus valiosos comentarios y sugerencias aportadas a la redacción de la presente tesis.
- Al MS Bill Yalli por su apoyo técnico y cooperación en el establecimiento y monitoreo del experimento.
- A la Comunidad Campesina Cordillera Blanca y SAIS “Tupac Amaru” LTDA. N° 1 por brindar las facilidades para la conducción del experimento en campo.
- Al personal y amistades del Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales (LEUP) por su apoyo invaluable en el desarrollo de la investigación.
- Al programa de becas del Consejo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación Tecnológica (Concytec) Convenio de Subvención N° 178-2015-FONDECYT por financiar la presente investigación.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA	3
	2.1 Modelos de Sucesión Florística	3
	2.1.1 Teorías de Sucesión Ecológica	4
	2.1.2 Modelos de Sucesión Ecológica y de Estados y Transición	9
	2.1.3 Pastizales y Procesos de Degradación de Tierras de Pastoreo	24
	2.2 Respuestas Ecológicas del Pastizal al Pastoreo	28
	2.2.1 Respuestas de las Plantas al Pastoreo	29
	2.2.2 Sistemas de Pastoreo como Estrategia de Mejora de Pastizales	33
	2.2.3 Impacto del Pastoreo sobre el Suelo y la Función Hidrológica del Pastizal	40
	2.3 Composición de la Dieta y Nutrición en los Sistemas de Pastoreo.....	48
	2.3.1 Composición Botánica de la Dieta	48
	2.3.2 Valor Nutritivo de la Dieta	51
	2.3.3 Respuesta Animal	55
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	59
	3.1 Ensayo 1: Cambios en la Estructura de la Vegetación y la Función Hidrológica por Efecto del Descanso	59
	3.1.1 Ubicación	59
	3.1.2 Tratamientos	61
	3.1.3 Parámetros Evaluados	61
	3.1.4 Diseño Experimental	64
	3.2 Ensayo 2: Impacto de los Sistemas de Pastoreo Continuo Estacional, Corta Duración y Diferido Rotativo Sobre la Condición Ecológica y el Estado de Salud del Pastizal	64
	3.2.1 Ubicación	64
	3.2.2 Tratamientos	66
	3.2.3 Parámetros Evaluados	67
	3.2.4 Diseño Experimental	70
	3.3 Ensayo 3: Composición Botánica, Calidad de Dieta y Selectividad de Vacunos en Pastoreo Diferido y Corta Duración	71

3.3.1	Ubicación	71
3.3.2	Tratamientos	71
3.3.3	Parámetros Evaluados	71
3.3.4	Diseño Experimental	73
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	74
4.1	Ensayo 1: Cambios en la estructura de la vegetación y la función hidrológica por efecto del descanso	74
4.1.1	Variación Temporal de la Estructura de la Vegetación	74
4.1.2	Variación Temporal en Cobertura Vegetal Basal, Biomasa y Mantillo .	77
4.1.3	Variación Temporal de la Función Hidrológica	79
4.1.4	Variación Temporal de la Condición Ecológica del Pastizal	80
4.2	Ensayo 2: Impacto de los Sistemas de Pastoreo Continuo Estacional, Corta Duración y Diferido Rotativo sobre la Condición Ecológica y el Estado de Salud del Pastizal	82
4.2.1	Cambios en la Condición Ecológica del Pastizal	82
4.2.2	Cambios Temporales en el Estado de Salud del Pastizal	86
4.3	Ensayo 3: Composición Botánica, Calidad de Dieta y Selectividad de Vacunos en Pastoreo Diferido Rotativo y Corta Duración	98
4.3.1	Composición Botánica de la Dieta	98
4.3.2	Composición Química de la Dieta de Vacunos Bajo dos Sistemas de Pastoreo	104
4.3.3	Selectividad de Vacunos Bajo dos Sistemas de Pastoreo	107
V.	CONCLUSIONES	111
VI.	RECOMENDACIONES	112
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	114
VIII.	ANEXOS	145

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Composición botánica de la dieta de vacunos al pastoreo. Se consideran los efectos simples de la época y sistema de pastoreo	99
Tabla 2. Composición botánica de la dieta de vacunos al pastoreo. Efecto de la interacción entre época y sistema de pastoreo	100
Tabla 3. Composición química de la dieta de vacunos bajo dos sistemas de pastoreo. Efectos simples de la época y sistema de pastoreo	104
Tabla 4. Composición química de la dieta de vacunos bajo dos sistemas de pastoreo. Efecto de la interacción entre época y sistema de pastoreo	105
Tabla 5. Patrones de selectividad de la dieta de vacunos al pastoreo. Efecto de la interacción entre época y sistema de pastoreo	107

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución de especies a través de un gradiente ambiental	5
Figura 2. Patrones de distribución de la vegetación (A, B, C, D representa la abundancia de cada especie) a lo largo de un gradiente	6
Figura 3. Dinámica de la vegetación en respuesta al disturbio según el Modelo Sucesional	10
Figura 4. Dinámica de la vegetación en respuesta al disturbio según el Modelo de Estados y Transición	11
Figura 5. Representación esquemática de un ecosistema en equilibrio dinámico.....	16
Figura 6. Representación esquemática de la estabilidad de diferentes estados en equilibrio dinámico de la estepa herbácea-arbustiva dominada por <i>P. ligularis</i> and <i>M. spinosum</i> , basada en el modelo cup-ball	18
Figura 7. Representación esquemática del modelo de transición y estado estructural-funcional	20
Figura 8. Alternativas de la restauración ecológica comparadas con la regeneración de los ecosistemas	28
Figura 9. Cambios en la abundancia de grupos de especies que determinan el estatus ecológico del pastizal	32
Figura 10. Representación esquemática del sistema de pastoreo descanso-rotativo (2 hatos / 4 potreros)	36
Figura 11. Representación esquemática del sistema de pastoreo corta duración o de rotación rápida	37
Figura 12. Representación esquemática del sistema de pastoreo diferido (1 hato / 2 potreros)	39
Figura 13. Vía conceptual de cambios en la condición hidrológica de un sitio	46
Figura 14. Modelo de las relaciones entre las características de las plantas, el comportamiento de consumo y el escalamiento hasta nivel ecosistémico	50
Figura 15. Ubicación y distribución del área experimental Cordillera Blanca (Ancash)	60
Figura 16. Ubicación y distribución del área experimental Mesapata (SAIS Túpac Amaru)	65

Figura 17. Efecto del Descanso sobre la Variación de la Cobertura Relativa de los Grupos Funcionales (barras verticales corresponden al \pm error estándar)	75
Figura 18. Efecto del Descanso sobre la Variación Temporal de la Cobertura Vegetal Basal, Biomasa Acumulada y Mantillo Acumulado (barras verticales corresponden al \pm error estándar)	77
Figura 19. Efecto del Descanso sobre la Variación Temporal de la Función Hidrológica (barras verticales corresponden al \pm error estándar)	79
Figura 20. Efecto del Descanso sobre la Variación Temporal de la Condición Ecológica del Pastizal (barras verticales corresponden al \pm error estándar)	81
Figura 21. Variación temporal de la condición ecológica según sistema de pastoreo (barras verticales corresponden al \pm error estándar)	83
Figura 22. Variación temporal de la integridad biótica según sistema de pastoreo (barras verticales corresponden al \pm error estándar)	87
Figura 23. Variación temporal de la función hidrológica según sistema de pastoreo (barras verticales corresponden al \pm error estándar)	90
Figura 24. Variación temporal de la estabilidad del sitio según sistema de pastoreo (barras verticales corresponden al \pm error estándar)	94

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Cambios en la Composición Florística por Efecto del Descanso	145
Anexo 2. Cambios en la Composición Florística por Efecto del Diferimiento	146
Anexo 3. Variación del Estado de Salud por Efecto del Pastoreo Continuo Estacional	147
Anexo 4. Variación del Estado de Salud por Efecto del Pastoreo Corta Duración	148
Anexo 5. Variación del Estado de Salud por Efecto del Pastoreo Diferido	149
Anexo 6. Valores de Similaridad de Dietas de Vacunos según Sistema de Pastoreo (Método Czekanowski)	150
Anexo 7. ANVA Composición de Gramíneas por Efecto del Descanso	151
Anexo 8. ANVA Composición de Pseudogramíneas por Efecto del Descanso	152
Anexo 9. ANVA Composición de Hierbas por Efecto del Descanso	153
Anexo 10. ANVA Composición de Arbustos por Efecto del Descanso	154
Anexo 11. ANVA Cobertura Vegetal Basal por Efecto del Descanso	155
Anexo 12. ANVA Biomasa Acumulada por Efecto del Descanso	156
Anexo 13. ANVA Mantillo Acumulado por Efecto del Descanso	157
Anexo 14. ANVA Tasa de Infiltración por Efecto del Descanso	158
Anexo 15. ANVA Humedad del Suelo por Efecto del Descanso	159
Anexo 16. ANVA Valor Forrajero por Efecto del Descanso	160
Anexo 17. ANVA Vigor de Planta Clave (<i>Festuca humilior</i>) por Efecto del Descanso	161
Anexo 18. ANVA Condición del Pastizal por Efecto del Descanso	162
Anexo 19. ANVA Valor Forrajero por Efecto del Diferimiento	163
Anexo 20. ANCOVA Cobertura Vegetal Basal por Efecto del Diferimiento	164
Anexo 21. ANCOVA Vigor de Planta Clave (<i>Festuca humilior</i>) por Efecto del Diferimiento	166
Anexo 22. ANVA Condición del Pastizal por Efecto del Diferimiento	168
Anexo 23. ANVA Composición de Gramíneas por Efecto del Diferimiento	169
Anexo 24. ANVA Composición de Pseudogramíneas por Efecto del Diferimiento ..	170
Anexo 25. ANCOVA Composición de Hierbas por Efecto del Diferimiento	171
Anexo 26. ANVA Integridad Biótica del Pastizal por Efecto del Diferimiento	173
Anexo 27. ANVA Mantillo Acumulado por Efecto del Diferimiento	174
Anexo 28. ANVA Tasa de Infiltración por Efecto del Diferimiento	175

Anexo 29. ANVA Humedad del Suelo por Efecto del Diferimiento	176
Anexo 30. ANVA Función Hidrológica del Pastizal por Efecto del Diferimiento....	177
Anexo 31. ANVA Acumulación de Biomasa por Efecto del Diferimiento	178
Anexo 32. ANCOVA Suelo Desnudo por Efecto del Diferimiento	179
Anexo 33. ANVA Densidad Aparente del Suelo por Efecto del Diferimiento	181
Anexo 34. ANVA Estabilidad del Sitio de Pastizal por Efecto del Diferimiento.....	182
Anexo 35. ANVA Composición de la Dieta Gramíneas en Dos Sistemas de Pastoreo	183
Anexo 36. ANVA Composición de la Dieta Pseudogramíneas en Dos Sistemas de Pastoreo	184
Anexo 37. ANVA Composición de la Dieta Hierbas en Dos Sistemas de Pastoreo ...	185
Anexo 38. ANVA Composición de la Dieta - Hojas en Dos Sistemas de Pastoreo	186
Anexo 39. ANVA Composición de la Dieta - Tallos en Dos Sistemas de Pastoreo ...	187
Anexo 40. ANVA Composición de la Dieta - Flor en Dos Sistemas de Pastoreo	188
Anexo 41. ANVA Fracción Verde de la Dieta de Vacunos en Dos Sistemas de Pastoreo	189
Anexo 42. ANVA Fracción Senescente de la Dieta de Vacunos en Dos Sistemas de Pastoreo	190
Anexo 43. ANVA Digestibilidad In Vitro de la Materia Seca (DIVMS) de la Dieta de Vacunos en Dos Sistemas de Pastoreo	191
Anexo 44. ANVA Fibra Detergente Neutra (FDN) de la Dieta de Vacunos en Dos Sistemas de Pastoreo	192
Anexo 45. ANVA Proteína Cruda de la Dieta de Vacunos en Dos Sistemas de Pastoreo	193

RESUMEN

El objetivo del presente estudio fue evaluar los efectos del descanso y diferimiento sobre los cambios en la estructura de la vegetación, función hidrológica y el estatus ecológico en pastizales dominados por gramíneas perennes y fue conducida bajo el desarrollo de tres ensayos. El primer ensayo tuvo como propósito evaluar los efectos del descanso sobre la estructura de la vegetación, la respuesta hidrológica y el estatus ecológico en pastizales dominados por gramíneas perennes de porte alto durante un periodo de cuatro años. La investigación se desarrolló en dos áreas de usufructo comunal denominados Sillacancha y Cotocancha, localizados en la comunidad campesina de Cordillera Blanca de la Región Ancash, a una altitud de 4095 msnm. El diseño experimental fue uno de bloques completos al azar factorial, donde los tratamientos resultaron de la combinación de dos sistemas de pastoreo, P1: Pastoreo no controlado en tierras de usufructo comunal y P2: Descanso o exclusión total de pastoreo; y cuatro años de evaluación, comprendidos entre el 2010 al 2013. Los bloques fueron constituidos por cada área de usufructo comunal, Sillacancha y Cotocancha. Los resultados revelaron que luego de cuatro años, el descanso superó al pastoreo continuo en proporción de gramíneas y su dominancia sobre el pastizal (55.0 vs 76.0 %) ($P = 0.0001$), y redujo la presencia de otros grupos funcionales como pseudogramíneas (13.9 vs 14.5 %) ($P = 0.7099$), hierbas (12.7 vs 24.4 %) ($P = 0.0002$) y arbustos (0.9 vs 2.7 %) ($P = 0.0918$). Asimismo, el descanso superó al pastoreo continuo en cobertura vegetal (85.0 vs 74.4 %) ($P = 0.0793$), la acumulación de biomasa (1684.7 vs 1142.2 kgMS/ha) ($P=0.0001$) y de mantillo sobre el suelo (426.1 vs 277.9 kgMS/ha) ($P=0.0005$). Finalmente, el descanso superó al pastoreo continuo en tasa de infiltración (0.19 vs 0.12 cm/min) ($P < 0.0001$), humedad del suelo (19.6 vs 14.7 %) ($P < 0.0001$) y mejoró la condición del pastizal (56.5 vs 46.5 %) ($P=0.0157$). Se concluyó que el descanso mejoró la condición del pastizal y sus efectos más importantes fueron sobre la función hidrológica, al evidenciar una mayor acumulación de mantillo, mejores niveles de humedad e infiltración del suelo comparado con el pastoreo continuo. El segundo ensayo tuvo como propósito evaluar la variación de la condición ecológica y estado de salud de pajonales de puna, dominados por *Festuca humilior*, manejados bajo tres sistemas de pastoreo: continuo estacional (CE), corta duración (CD) y diferido rotativo (DR), durante un periodo de cuatro años. La investigación se realizó en el sector Mesapata, Unidad de Producción Consac ubicado en la Sociedad Agrícola de Interés Social (SAIS) Tupac Amaru (región Junín), a

una altitud de 4168 msnm. El diseño experimental fue un completamente al azar factorial 3 x 4 con covarianza. Los resultados demostraron que los sistemas de pastoreo mejoraron la condición del pastizal CE: 39.1%, CD: 53.1% y DR: 58.3%. También mejoraron el estado de salud y sus atributos integridad biótica, estabilidad del sitio y función hidrológica respectivamente, CE (2.4, 2.2 y 2.5), CD (1.7, 1.8 y 1.7), DR (1.6, 1.6 y 1.5) respectivamente. Esta mejora en la función hidrológica se reflejó en mayores tasas de infiltración y humedad del suelo CE (0.19 cm/min y 25.8%), CD (0.25 cm/min y 30.1%) y DR (0.35 cm/min y 38.7%). La mejor respuesta ecológica obtenida con el pastoreo diferido rotativo fue resultado de una mayor acumulación de biomasa, protección del suelo y reproducción de las plantas claves. En tanto que en sistemas de corta duración se debió probablemente a un mejor control sobre la presión, asignación de pasto y densidad de pastoreo, variables consideradas claves en el manejo del pastoreo. El tercer ensayo tuvo como propósito comparar la composición de la dieta bajo un sistema de pastoreo diferido con uno de corta duración durante cuatro años. La investigación se realizó en el sector Mesapata, Unidad de Producción Consac ubicado en la Sociedad Agrícola de Interés Social (SAIS) Tupac Amaru (región Junín), a una altitud de 4168 msnm. El diseño experimental fue completamente al azar factorial 2 x 2, donde los tratamientos resultaron de la combinación de dos sistemas de pastoreo: corta duración (CD) y diferido rotativo (DR), y dos épocas lluvia y seca. Los resultados demostraron que hubo efecto del sistema en la composición botánica de la dieta entre CD vs DR. Las gramíneas fue el componente que se halló en mayor proporción (79.9 vs 86.5 %, $P < 0.01$), seguido de pseudo gramíneas (11.0 vs 7.3 %, $P = 0.02$) y hierbas (9.0 vs 6.2 %, $P = 0.04$), respectivamente. Los animales prefirieron las hojas (67.8 vs 78.3%, $P = 0.01$) a los tallos (26.3 vs 15.4 %, $P < 0.01$) y las flores (5.9 vs 6.4 %, $P = 0.59$) y verde (74.4 vs 78.3 %, $P = 0.05$) a senescente (25.6 vs 21.7 %, $P = 0.05$). La calidad de la dieta fue similar entre sistemas CD vs DR, digestibilidad in vitro de la materia seca (41.5 vs 40.0 %, $P = 0.25$), fibra detergente neutra (76.6 vs 78.5 %, $P = 0.20$) y proteína cruda (9.6 vs 8.9 %, $P = 0.39$). No hubo interacciones significativas ($P > 0.05$) entre sistemas de pastoreo y la época, pero las dietas fueron de menor calidad durante la época seca. Se recomendó investigar el rol de la asignación de pasto y la presión de pastoreo en la respuesta nutricional en los sistemas de pastoreo.

Palabras clave: plantas nativas, descanso, corta duración, diferido, función hidrológica, condición, estado de salud, composición y calidad de dieta.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the effects of rest and deferred grazing on changes in vegetation structure, hydrological function and ecological status in grassland and was conducted under the development of three trials. The first study had the purpose of evaluating the effects of rest on the structure of the vegetation, the hydrological response and the ecological status in grasslands dominated by tall perennial grasses during a period of four years. The research was developed in two communal usufruct areas called Sillacancha and Cotocancha, located in the rural community of Cordillera Blanca in the Ancash Region, at an altitude of 4095 meters above sea level. The experimental design was one of complete factorial random blocks, where the treatments resulted from the combination of two grazing systems, P1: uncontrolled grazing in communal usufruct lands and P2: rest or total exclusion of grazing; and four years of evaluation, from 2010 to 2013. The blocks were made up of each communal usufruct area, Sillacancha and Cotocancha. The results revealed that after four years, rest exceeded continuous grazing in proportion of grasses and their dominance over the pasture (55.0 vs 76.0%) ($P = 0.0001$) and reduced the presence of other functional groups such as grass-like plants (13.9 vs 14.5%) ($P = 0.7099$), grasses (12.7 vs 24.4%) ($P = 0.0002$) and shrubs (0.9 vs 2.7%) ($P = 0.0918$). Likewise, rest exceeded continuous grazing in vegetation cover (85.0 vs 74.4%) ($P = 0.0793$), biomass accumulation (1684.7 vs 1142.2 kgMS / ha) ($P = 0.0001$) and mulch on the ground (426.1 vs 277.9 kgMS / ha) ($P = 0.0005$). Finally, rest exceeded continuous grazing in infiltration rate (0.19 vs 0.12 cm / min) ($P < 0.0001$), soil moisture (19.6 vs 14.7%) ($P < 0.0001$) and improved pasture condition (56.5 vs 46.5 %) ($P = 0.0157$). It was concluded that the rest improved the pasture condition and its most important effects were on the hydrological function, by showing a greater accumulation of mulch, better levels of humidity and infiltration of the soil compared to continuous grazing. The purpose of the second study was to evaluate the variation of the ecological condition and health status of a puna tussock, dominated by *Festuca humilior*, managed under three grazing systems: seasonal continuous (SC), short duration (SD) and deferred rotational (DR), for a period of four years. The research was carried out in the Mesapata sector, Consac Production Unit located in the Sociedad Agrícola de Interés Social (SAIS) Tupac Amaru (Junín region), at an altitude of 4168 meters above sea level. The experimental design was a completely randomized 3 x 4 factorial with covariance. The results showed that grazing systems improved the condition of the rangeland SC: 39.1%, SD: 53.1% and DR: 58.3%. The systems also improved the health status and its attributes

biotic integrity, site stability and hydrologic function respectively, SC (2.4, 2.2 and 2.5), SD (1.7, 1.8 and 1.7), DR (1.6, 1.6 and 1.5). The improvement in the hydrologic function was reflected in higher rates of infiltration and soil moisture SC (0.19 cm/min and 25.8%), SD (0.25 cm/min and 30.1%) and DR (0.35 cm/min and 38.7%). The best ecological response obtained with deferred rotational grazing was associated with a greater accumulation of biomass, soil protection and reproduction of key plants. While in short duration grazing was probably due to a better control over pressure, forage allowance and grazing density, key variables in grazing management. The purpose of the third study was to compare the composition of the diet under a deferred grazing system with one of short duration for four years. The research was carried out in the Mesapata sector, Consac Production Unit located in the Sociedad Agrícola de Interés Social (SAIS) Tupac Amaru (Junín region), at an altitude of 4168 meters above sea level. The experimental design was completely randomized 2 x 2 factorial, where the treatments resulted from the combination of two grazing systems: short duration (SD) and deferred rotational (DR), and two seasons (wet and dry). The results showed that there was an effect of the grazing system on the botanical composition of the diet between SD vs DR. Grasses were the main component of the diet (79.9 vs 86.5%, $P < 0.01$), followed by grass-like plants (11.0 vs 7.3%, $P = 0.02$) and forbs (9.0 vs 6.2%, $P = 0.04$), respectively. The animals preferred leaves (67.8 vs 78.3%, $P = 0.01$) over stems (26.3 vs 15.4%, $P < 0.01$) and flowers (5.9 vs 6.4%, $P = 0.59$) and green over (74.4 vs 78.3%, $P = 0.05$) over dead (25.6 vs 21.7%, $P = 0.05$). Diet quality was similar between SD vs DR systems, in vitro dry matter digestibility (41.5 vs 40.0%, $P = 0.25$), neutral detergent fiber (76.6 vs 78.5%, $P = 0.20$) and crude protein (9.6 vs 8.9%, $P = 0.39$). There were no interactions between grazing systems and the season, but the diets were of lower quality during the dry season. It is recommended to investigate the role of forage allowance and grazing pressure in the nutritional response in grazing systems.

Keywords: native plants, rest, short duration, deferred, hydrological function, condition, state of health, composition and selectivity, diet quality.

I. INTRODUCCIÓN

El deterioro de los pastizales en la región altoandina del Perú es un problema crítico y generalizado (Flores 1996), debido principalmente a al sobrepastoreo, aplicación de malas prácticas de manejo, ausencia de políticas y el cambio climático (Flores 1996; Ventura 2003). Para contrarrestar esta situación y con la finalidad de mejorar el estatus ecológico de los pastizales, científicos en pastizales han diseñado estrategias extensivas (quema, sistemas de pastoreo y manejo de aguadas) e intensivas (fertilización, control de especies indeseables y revegetación) (Herbel 1983). Al respecto, los sistemas de pastoreo constituyen una alternativa de bajo costo y riesgo a través del manejo de la vegetación y los animales al pastoreo, y son empleados como estrategia de gestión de los ecosistemas de pastizales en todo el mundo (Wang *et al.* 2014; Strahan *et al.* 2015).

Existen diferentes sistemas de pastoreo, como el descanso rotativo, corta duración y diferido rotativo, que se han utilizado la mejorar la condición y la capacidad de carga (Wang *et al.* 2006; Verdoodt *et al.* 2009). Sin embargo, la respuesta de la vegetación a los sistemas de pastoreo muestra resultados contradictorios, mientras algunos científicos defienden su uso en respuesta a la recuperación efectiva de la vegetación (Shi *et al.* 2013; Luan *et al.* 2014), la condición (Yayneshet *et al.* 2009; Dong *et al.* 2015) y la mejora del estatus hidrológico (Van Uytvanck *et al.* 2008), otros cuestionan su implementación indicando que no hay diferencias respecto a una situación de pastoreo continuo (Briske *et al.* 2008; Adema *et al.* 2016), lo cual ocurrió generalmente cuando: i) se establece una capacidad de carga que no es acorde con los niveles de preferencia de especies forrajeras y tasas de consumo del ganado, ii) los niveles de uso son menores al 30% tanto en tierras altas como en zonas ribereñas, iii) el periodo de no pastoreo es muy corto para las necesidades de las plantas nativas, y iv) el nivel de dispersión del ganado sobre el área de pastoreo es desuniforme para la utilización del pastizal (Briske *et al.* 2008; Carter *et al.* 2017).

El objetivo del presente estudio fue evaluar los efectos del descanso y diferimiento sobre los cambios en la estructura de la vegetación, la función hidrológica y el estatus ecológico en pastizales dominados por gramíneas perennes. Los objetivos específicos fueron: (1) Evaluar los cambios en la estructura de la vegetación y la función hidrológica por efecto del descanso,

(2) Evaluar la variación de la condición ecológica y estado de salud del pastizal en pastoreo continuo estacional, diferido rotativo y corta duración, y (3) Evaluar la composición de la dieta, los patrones de selectividad y calidad de dieta de vacunos en pastoreo de corta duración y diferido rotativo. Este estudio proporcionará información valiosa que respaldan el uso de los sistemas de pastoreo como herramienta de manejo para la mejora del estatus hídrico y ecológico en pastizales altoandinos, y su impacto sobre la composición y calidad de dietas de vacunos al pastoreo.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 MODELOS DE SUCESIÓN FLORÍSTICA

La definición de comunidad vegetal abarca tres conceptos principales: a. La presencia conjunta de varias especies en un área, b. Conjuntos formados por grupos casi semejantes de especies recurrentes en el espacio y en el tiempo, lo cual significa que se puede identificar como un tipo de comunidad que tiene una composición relativamente constante, y c. Este equilibrio tiende a restaurarse después de una alteración. La comunidad posee la propiedad de auto regulación o de homeostasis y una tendencia hacia la estabilidad dinámica. Las razones por las que ciertas especies de plantas que crecen juntas en un hábitat particular suelen estibar en que tienen requerimientos similares para su existencia en cuanto a factores como luz, temperatura, agua, drenaje y nutrientes del suelo, etc., y estas especies también comparten la habilidad para soportar las actividades de los animales y el hombre, como el pastoreo, incendios, etc. (Atilio 2020).

El cambio de las condiciones abióticas y bióticas durante un proceso de sucesión provoca tanto modificaciones en la dinámica y estructura de las poblaciones como en la composición de las comunidades. La reproducción, el establecimiento, el crecimiento y la mortalidad son procesos que definen la dinámica y la estructura poblacional resultante y se encuentran directamente relacionados con los cambios en la estructura y composición de la comunidad. Algunos autores proponen que la sucesión florística es el resultado de un proceso demográfico donde las poblaciones forman parte de las comunidades en diferentes etapas serales, es decir el cambio en una comunidad es el resultado de los cambios que se originan en las poblaciones de las diferentes especies que la componen (Martínez 1996).

Otro aspecto fundamental de la teoría ecológica de la sucesión es el estudio de los disturbios y la dinámica de parches en las comunidades naturales. Los sistemas naturales son dinámicos, tanto en el tiempo como en el espacio, es decir la frecuencia y la escala de tales eventos pueden influir de manera decisiva sobre el proceso sucesional. El estudio de las perturbaciones y su dinámica nos permitirá entender su efecto en las poblaciones, comunidades y los ecosistemas mediante el proceso de sucesión. Por lo tanto, dado que los

disturbios desempeñan un papel importante al frenar o acelerar la sucesión, probablemente estos deberán usarse como posibles herramientas para obtener estructuras y composiciones deseadas en la restauración (Martínez 1996).

2.1.1 Teorías de Sucesión Ecológica

Los cambios en la composición y estructura de la vegetación a través del tiempo y del espacio, es decir su dinámica, ha sido estudiado por medio de procesos que se conocen como “sucesiones ecológicas” donde consideramos la idea de las comunidades vegetales como unidades funcionales que forman parte del ecosistema (Martínez 1996). La sucesión fue descrita a principios de este siglo por Clements (1916), quien consideraba a las comunidades vegetales como entidades claramente reconocibles y definibles que se repetían con gran regularidad sobre una región dada de la superficie terrestre. El punto de vista de las comunidades vegetales de Clements es conocido como el concepto organísmico, según el cual las diversas especies que conforman la vegetación en un punto de la superficie terrestre están unidas como los órganos y partes del cuerpo de un animal de modo que al poner todas las partes juntas suponía crear una especie de super-organismo, que es la comunidad vegetal, el cual no puede funcionar si no están presentes todos sus órganos.

Para Clemens la sucesión ecológica es un proceso sinecológico de eventos graduales y recurrentes donde la comunidad sigue una trayectoria predecible que alcanza su punto culminante en el clímax o estadio de vegetación madura, con una tendencia a llegar al equilibrio en las comunidades. Su teoría, también conocida como la “Hipótesis de monoclímax”, plantea que la sucesión empieza con la llegada de las especies pioneras que modifican las condiciones tanto abióticas como bióticas que facilitan el establecimiento posterior de nuevas especies, y así sucesivamente, hasta alcanzar el clímax de la comunidad, determinado por las condiciones climáticas predominantes. Si las ideas de Clements son aplicadas al concepto de gradiente ambiental, la distribución de las especies a lo largo de un gradiente, para formar diversas comunidades vegetales, sería similar a la Figura 1. Las especies que crecen juntas muestran rangos de tolerancia similares, mientras que las especies subordinadas están estrechamente correlacionadas con las especies dominantes (Atilio 2020).

Bajo este enfoque si se selecciona un factor ambiental, por ejemplo, la humedad del suelo, y se representa gráficamente la abundancia de una especie a lo largo del rango de variación del factor, el resultado posiblemente se aproxime a una curva de Gauss, donde la variación continua de un factor ambiental se denomina un gradiente ambiental (Atilio 2020). Esta distribución se puede observar en la Figura 1, la cual representa una gradiente de una población de individuos que coexisten dentro de una comunidad (Alcaraz 2013). La población expresa un mayor número de individuos en un rango óptimo, máximo de la curva, y hacia los extremos disminuye la cantidad de individuos de la población hasta que desaparece en respuesta al rango del factor ambiental que se considera (salinidad de suelo, concentración de materia orgánica, temperatura, etc.).

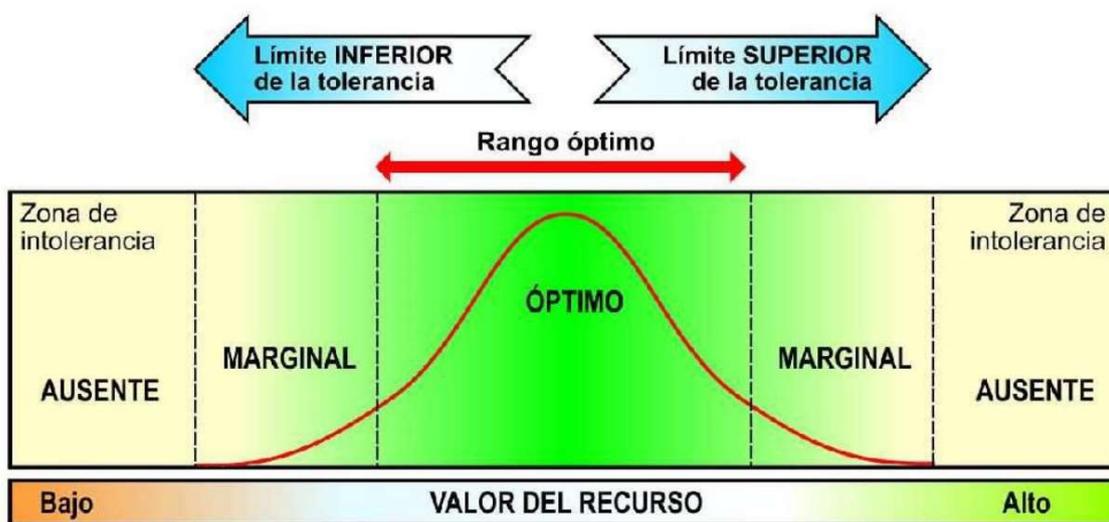


Figura 1. Distribución de especies a través de un gradiente ambiental.
Fuente: Kent y Coker (1992).

Una crítica a esta teoría estriba en que las especies que conviven en un punto de la superficie terrestre están respondiendo simultáneamente a más de un factor ambiental. Por lo tanto, cada especie tiene una curva de respuesta ambiental diferente a cada factor ambiental y cada curva difiere en su forma. Las ventajas o desventajas de un lugar para el crecimiento de una determinada especie serán representadas por la posición colectiva del lugar en cada una de las curvas de respuesta ambiental. Para algunos factores, el lugar estará cerca de la parte central de la curva y allí las condiciones ambientales estarán cerca del óptimo, mientras que, para otros factores, podrá estar cerca o en los extremos. Si uno de los puntos está en o más allá de los límites de la curva, las condiciones serán muy desfavorables para que la especie pueda crecer (Alcaraz 2013; Atilio 2020).

Una década después, Gleason (1926) propuso la “Teoría Individualista”, que consideraba a las especies vegetales distribuidas como un “continuum”, lo cual significaba que las poblaciones vegetales responden individualmente a las variaciones de los factores ambientales, las cuales cambian a lo largo de un gradiente ambiental, tanto espacial como temporalmente. Cada especie vegetal tiene una distribución distinta o rango de tolerancia y abundancia única, por lo tanto, cada población tiene una curva de respuesta frente a un gradiente, con una forma y tamaño distinto de la de cualquier otra especie (Figura 2) (Kent y Coker 1992). Para Gleason, la sustitución de especies en el proceso de sucesión ecológica no tiene una secuencia determinada, ya que cada especie responde de manera específica a las interacciones bióticas y abióticas del hábitat, es decir, la sucesión tiene un carácter más individualizado, menos predecible y, por ende, las comunidades vegetales no siempre convergen en el clímax climático. Como resultado, la combinación de especies de plantas que se da en un punto dado de la superficie terrestre es única y no pueden ser identificadas como combinaciones de especies asociadas que se repiten en el espacio (Atilio 2020).

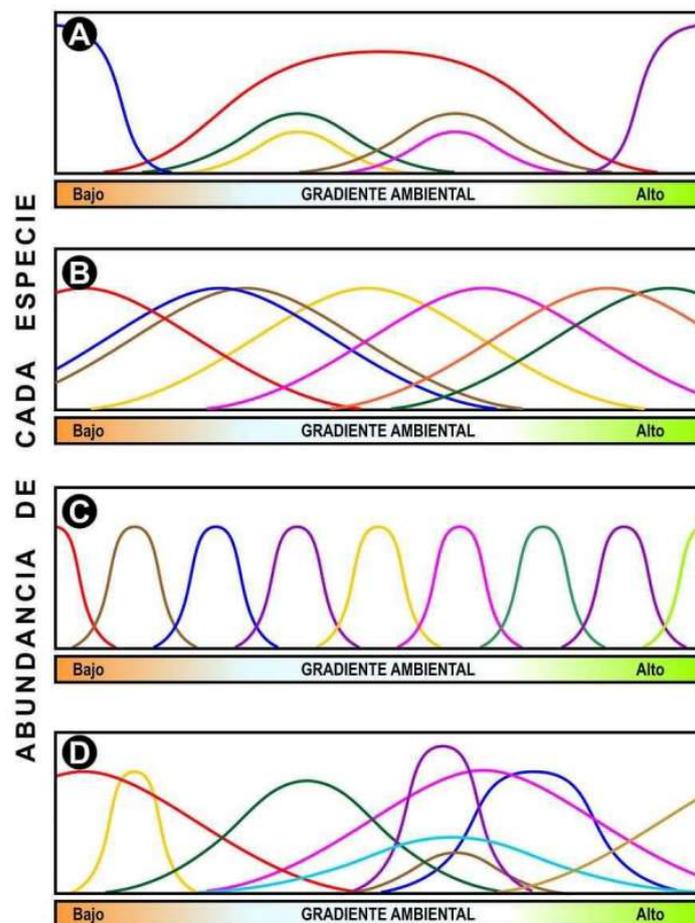


Figura 2. Patrones de distribución de la vegetación (A, B, C, D representa la abundancia de cada especie) a lo largo de un gradiente.
Fuente: Kent y Coker (1992).

La teoría individualista consideraba que el rango de permutaciones o combinaciones de factores ambientales, junto con los diferentes rangos de tolerancia de las especies, daría siempre una combinación y abundancia de especies diferentes. Los muestreos a lo largo de esos gradientes producirían siempre una mezcla diferente de composición y abundancia de especies, por lo que las muestras nunca podrían ser sintetizadas en comunidades vegetales claramente definidas (Kent y Coker 1992). La transición entre dos comunidades es siempre difusa; existe una zona de traslape entre ambas comunidades a la que se la denomina ecotono. No obstante, el ensamblaje de plantas que crece en un lugar dado no es sólo el resultado de las condiciones ambientales, sino también de la migración de especies; cualquier área está recibiendo continuamente propágulos de especies. El éxito de estas especies depende de la combinación de factores ambientales en el lugar y de los rangos de tolerancia de las especies invasoras (Gleason 1926).

Watt (1947) propuso el concepto de “Sucesión cíclica”, el cual postula que las comunidades vegetales se encuentran en equilibrio y que los cambios que estas experimentan se deben no a procesos de sucesión sino a eventos cíclicos a pequeña escala. Es decir, dependiendo de la escala, encontramos que el cambio en la composición de especies de una comunidad puede ser un evento sucesorio o parte de la dinámica interna exclusivamente recurrente. Watt dividió la sucesión cíclica en cuatro fases: Pioneras, constructiva, madura y degenerativa, donde después de la última empieza nuevamente una fase pionera. El concepto de sucesión cíclica lo han retomado ecólogos forestales, tanto de zonas templadas como tropicales y en este enfoque una comunidad vegetal presenta un mosaico dinámico de diferentes fases microsucesorias.

Posteriormente, Edler (1954) presentó dos modelos de sucesión. El primero llamado “Florística de relevo” que consiste en el reemplazo de una comunidad vegetal por otra (basado en la Hipótesis de monoclimax de Clemens). El segundo, conocido como el Modelo de la composición florística inicial, establece que todas las diferentes especies características de una comunidad se encuentran desde el inicio en el proceso de sucesión en forma de semillas o propágulos, cada una con tasas diferenciales de establecimiento, crecimiento, reproducción y sobrevivencia a través del tiempo. Es decir que la composición y estructura de la comunidad vegetal varía gradualmente sin un reemplazo total de una comunidad por otra. Para demostrar su teoría, se plantearon enfoques diferentes a los anteriores sobre el proceso de sucesión. Por ejemplo, el estudio de las secuencias temporales en lugares

adyacentes es una metodología que ha permitido el análisis de los procesos de sucesión para inferir cambios temporales que se dan en las comunidades. El avance de dichos procesos a través del tiempo trae como consecuencia una serie de cambios en las características físicas, químicas y biológicas mediante gradientes espaciales, ante los que los organismos responden tanto en tiempo ecológico como evolutivo.

Whittaker (1975) planteó el concepto de patrón climático, que está derivado de la hipótesis clemenstiana de monoclímax. En un área con un régimen climático dominante se identifican diferentes condiciones climáticas a menos escala: en una zona, una localidad o un micrositio. Estas condiciones climáticas locales se originan de la combinación de un conjunto de factores como son el clima, el suelo, la topografía y los eventos de perturbación. El resultado de la interacción de estos factores es el establecimiento de un conjunto de comunidades vegetales que varían en un gradiente ambiental o patrón climático. Horn (1976) desarrolló el modelo conocido como “reemplazamiento árbol por árbol”, que permite predecir los cambios en la composición y estructura de una comunidad arbórea con base en dos aspectos básicos: 1) la probabilidad que tiene un individuo de ser reemplazado por otro de la misma o de diferentes especies en un intervalo de tiempo determinado, y 2) el supuesto de una composición inicial de especies. Uno de los resultados más interesantes de este modelo es, independientemente de la composición inicial de especies, que las comunidades alcanzan una situación de estabilidad.

Posteriormente, Connell y Slatyer (1977) plantearon tres posibles mecanismos para el proceso de sucesión: facilitación, tolerancia e inhibición. En el mecanismo de facilitación las especies pioneras llegan al sitio y modifican las condiciones ambientales del medio, haciéndolo adecuado para la entrada de otras especies que resultan competitivamente superiores. El mecanismo de tolerancia postula que las especies tardías logran establecerse junto a las pioneras debido a que requieren pocos recursos para sobrevivir, por lo tanto, especies pioneras y tardías coexisten durante un cierto tiempo, sin afectarse unas a otras. Finalmente, la inhibición es el mecanismo mediante el cual las especies tardías logran establecerse, pero no pueden llegar al estado adulto debido a la existencia de las tempranas. Pickett *et al.* (1987) criticaron el modelo anterior, argumentando que la ausencia de una teoría general sobre la sucesión ecológica es un obstáculo para lograr un mayor conocimiento del proceso y que fomenta el diseño de modelos inadecuados con una trayectoria única o con un mecanismo dominante, por lo que no deben ser considerados como hipótesis a probar.

Finalmente, hay que señalar que el enfoque de clímax para la evaluación de las condiciones del área de distribución y el modelo sucesional en el que se basó ya no son aceptados (al menos no abiertamente) como universales por la mayoría de los ecólogos de áreas de distribución, y el concepto de sitio ecológico ha ganado aceptación científica. Ahora los profesionales de pastizales hablan de "vías múltiples", "estados y transiciones", "valoraciones del valor de los recursos", "estadios serales", "comunidades de plantas deseadas", "umbrales" de diversos tipos y "salud de los pastizales". Pero el concepto de ecosistemas prístinos que existen en un intrincado estado de evolución conjunta de equilibrio y perfección que puede ser fácilmente alterado, es decir, degradado, por una "perturbación" causada por el hombre (Lamar Smith 2003).

Por tal motivo, en la actualidad los ecólogos aun difieren en su concepto de las comunidades vegetales. Sin embargo, la mayor parte de ellos están de acuerdo sobre la idea de continuum en un espacio determinado por dimensiones que corresponden a factores ecológicos (temperatura, humedad, tipos de suelos, etc.), pero también reconocen que no hay una total individualidad de las especies desde el momento en que, al convivir juntas, hay interacciones entre ellas (Alcaraz 2013). La visión actual más pragmática de las comunidades vegetales es, probablemente, la denominada teoría integrada de la comunidad vegetal (Whetstoff y van der Maarel 1978) y sustenta la idea de que la vegetación de una región particular está - distribuida como un mosaico. Sin embargo, los límites entre un mosaico y otro no es abrupto sino difuso; la vegetación entre uno y otro se mezcla a través de un ecotono, y mientras quizás el 60- 80% de la vegetación puede ser adscrita a un tipo definido de vegetación, con el 20-40% restante no se puede, debido a que son áreas transicionales, con composición florística de ambas comunidades. En los ecotonos, la diversidad y la riqueza de especies suele ser mayor, ya que existe una mezcla entre dos comunidades distintas, efecto conocido como "efecto borde" (Matteucci y Colma 1982).

2.1.2 Modelos de Sucesión Ecológica y de Estados y Transición

Uno de los problemas más desafiantes de la ecología de los pastizales es la construcción de modelos y herramientas que permitan la gestión sostenible de los recursos naturales. En el siglo XX, la gestión de los pastizales se basó principalmente en el modelo de distribución dinámica de vegetación continua y reversible propuesto por Dyksterhuis (1949). Sin embargo, a principios de la década de 1980, comenzaron a acumularse pruebas que

mostraban que el modelo de distribución no era aplicable a todos los pastizales, por lo que el concepto y el modelo de sucesión han sufrido críticas y constantes revisiones (Westoby 1980; Naveh y Lieberman 1994). En este sentido, el énfasis se centró en la construcción de modelos que representaran dinámicas de vegetación multidireccionales, en ocasiones irreversibles, para facilitar la identificación de procesos clave y factores de buen funcionamiento y manejo del sistema en estudio (López *et al.* 2009; Distel 2013).

La concepción de las respuestas del pastizal al disturbio por defoliación constituye un insumo esencial en la planificación de manejo del pastoreo, ya que influencia las decisiones para el control de las mismas. La percepción dominante hasta las últimas décadas del siglo pasado fue la de cambios biofísicos continuos y reversibles (Sampson 1919), modelo fundamentado en la teoría de la sucesión vegetal (Clemens 1916). El **Modelo Sucesional** (Figura 3) prioriza la capacidad de regulación interna del ecosistema a través de las interacciones planta-planta y animal-planta, aunque sin desconsiderar el rol potencial de factores externos como la sequía. El modelo postula la existencia de un único estado estable, la etapa culminante de la sucesión vegetal denominada “clímax”, y predice que el disturbio por pastoreo produce una regresión sucesional alterando la composición botánica del pastizal. A lo largo del eje de disturbio, la composición florística define la condición del pastizal, mientras que los cambios en la misma la tendencia. En síntesis, según el modelo sucesional, tanto el pastoreo como las sequías producen la degradación del pastizal, siendo este proceso reversible mediante la sola regulación de carga animal (López *et al.* 2009; Distel 2013).

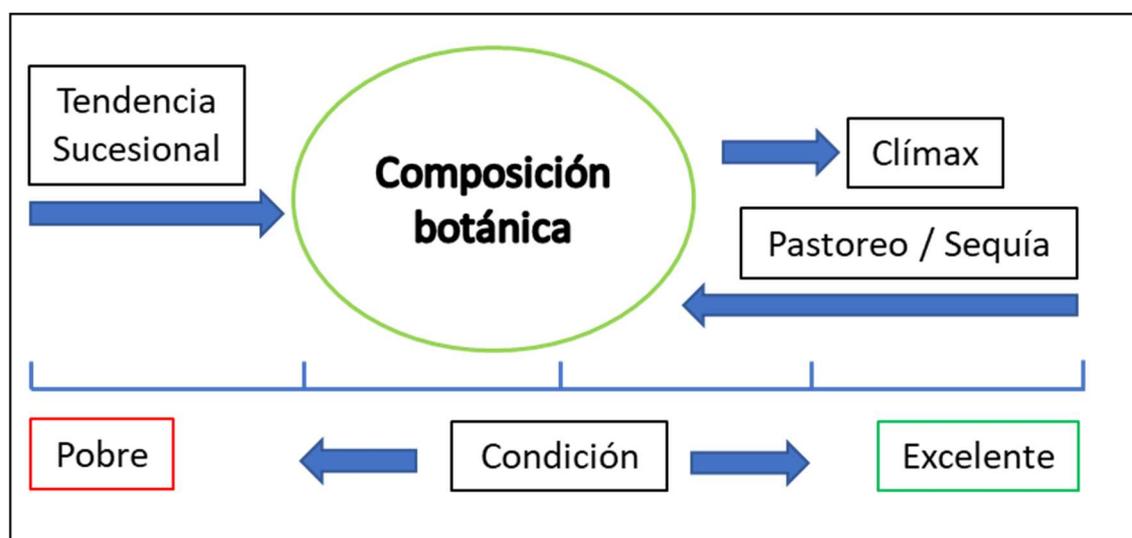


Figura 3. Dinámica de la vegetación en respuesta al disturbio según el Modelo Sucesional. Fuente: Distel (2013).

Posteriormente, se propuso el **Modelo de Estado y Transición (MET)** (Westoby *et al.* 1989) como una herramienta alternativa y flexible, en respuesta al limitado poder explicativo del modelo sucesional. A partir de ahí, comenzó a establecerse una concepción diferente de dinámica de los ecosistemas en respuesta al disturbio (Noy-Meir 1975; Westoby 1980); la de cambios discontinuos e irreversibles y la existencia de “estados estables alternativos” en un mismo sitio ecológico (sitio con características físicas específicas que condicionan la estructura y funcionamiento del ecosistema). Basado en esta idea, el “Modelo de Estados y Transición” (Westoby *et al.* 1989) concibe que cada estado puede estar representado por diferentes comunidades vegetales, las que representan la dinámica del ecosistema dentro de los límites del mismo (Figura 4) (López *et al.* 2009; Distel 2013).

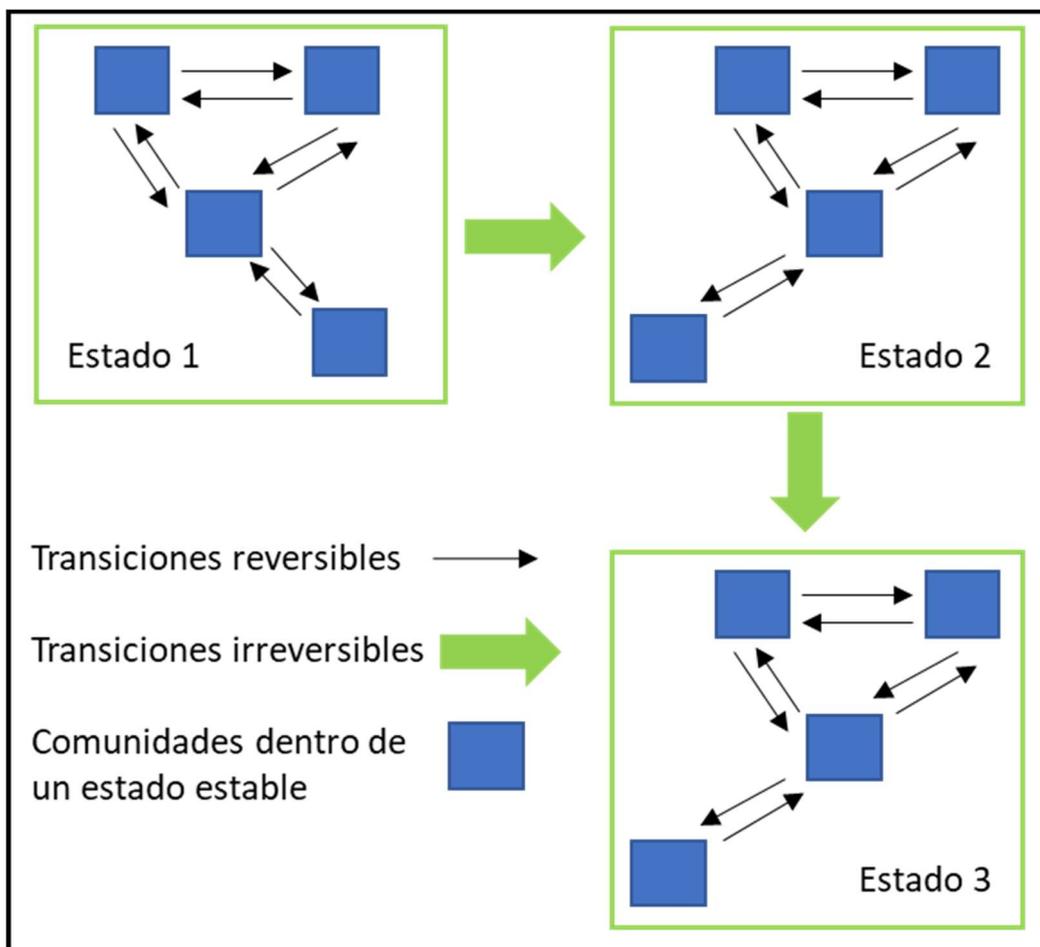


Figura 4. Dinámica de la vegetación en respuesta al disturbio según el Modelo de Estados y Transición.
Fuente: Distel (2013).

Según este modelo, para un sistema determinado, existen diferentes alternativas de estados de vegetación con diferentes transiciones entre ellos. Las transiciones de una comunidad a otra dentro de un estado se asumen reversibles, mientras que las transiciones entre estados

se asumen irreversibles en función del disturbio que las originó (Distel 2013). La transición a un estado diferente es provocada por un evento natural (por ejemplo, lluvia abundante o sequía extrema) por una perturbación y / o acción de manejo (por ejemplo, pastoreo, fuego) o por la interacción de cualquiera de estos factores. Las transiciones pueden ocurrir en diferentes direcciones y, en general, pueden no ser lineales, ocurriendo por diferentes vías. Hay transiciones negativas de la degradación de los pastizales (por ejemplo, cambios en la estructura, disminución de las especies forrajeras y productividad) y transiciones positivas que indican la recuperación del ecosistema (Briske *et al.* 2003). Las transiciones negativas tienen una mayor probabilidad de ocurrencia que las positivas y, a menudo, son irreversibles (Westoby *et al.* 1989). En adición, cabe precisar que el Modelo de Estado y Transición (MET) no funciona en ecosistemas áridos y semiáridos (Stringham *et al.* 2003).

La identificación de **umbrales ecológicos** representa un tema clave para diferenciar entre los múltiples estados y transición de un ecosistema, con el objetivo de describir los límites entre estados estables alternativos. También es una herramienta de gestión para prevenir la aparición de estados menos deseados (Bestelmeyer *et al.* 2003; Briske *et al.* 2006). Los umbrales son límites en el espacio y / o el tiempo entre estados, por lo que uno o más procesos ecológicos primarios han cambiado irreversiblemente y deben restaurarse activamente para volver al estado anterior (Friedel 1991). Sin embargo, Groffman *et al.* (2006) define un umbral como el punto en el que se produce un cambio brusco en alguna propiedad o proceso que es importante para un ecosistema, alterando no solo la estructura, sino también los servicios y funciones del ecosistema. La falta de comprensión de los umbrales ecológicos dificulta su identificación, lo que minimiza su utilidad en la gestión de ecosistemas (Briske *et al.* 2005).

El principal objetivo de la gestión sostenible de un ecosistema es preservar su integridad ecológica al tiempo que conserva su capacidad para responder y adaptarse a perturbaciones y / o cambios futuros, y mantener la provisión de bienes y servicios ambientales. Tres propiedades ecosistémicas muy importantes vinculadas a este objetivo son la resiliencia, la resistencia y la estabilidad (Müller *et al.* 2000; Scheffer *et al.* 2001). La **resiliencia** de un ecosistema se define como la habilidad del mismo de mantener su integridad estructural y funcional cuando está sujeto a disturbio (Holling 1973).

La **resiliencia** es la capacidad de un ecosistema de volver a la condición previa a una perturbación una vez que se ha reprimido, y está relacionada con la capacidad de autorregulación. Cuanto mayor la intensidad de disturbio que un ecosistema puede absorber sin cambiar de estado, mayor la resiliencia del mismo. Pero los cambios estructurales y funcionales son reversibles hasta cierta intensidad de disturbio. Sobrepasado el límite de resiliencia se producen cambios en la integridad de los procesos ecológicos primarios del sitio (hidrología, captura de radiación solar, ciclado de nutrientes) que sobrepasan la capacidad de autoreparación, traspasándose un umbral ecológico e iniciándose la transición a un estado estable alternativo integrado por un conjunto de comunidades vegetales diferentes (Briske *et al.* 2008; Carpenter *et al.* 2001).

Complementariamente, la **resistencia** es la capacidad de un ecosistema para tolerar una perturbación sin sufrir cambios significativos en su estructura y funcionamiento (Stringham *et al.* 2003). Un ecosistema que sea resistente y resiliente a los factores de perturbación mantendría la composición y la productividad de las especies relativamente estables a lo largo del tiempo. La **estabilidad** de un ecosistema es un concepto que se ha definido y discutido como una característica importante en los modelos de estado y transición (Stringham *et al.* 2003, Hobbs y Suding 2009). Se han desarrollado diferentes enfoques con respecto a la estabilidad, como en la definición de escalas de estabilidad (local y global), y tipos (estado o equilibrio estable e inestable) (Justus 2008; Hobbs y Suding 2009). Una mayor estabilidad del ecosistema está relacionada con una mayor resistencia y resiliencia a un factor de perturbación (Williams *et al.* 1993; Stringham *et al.* 2003). Si bien los ecosistemas son dinámicos (Briske *et al.* 2003; López *et al.* 2011), el uso del concepto de estabilidad puede contribuir a comprender la dinámica de un ecosistema en relación con los factores de perturbación y, por ende, su vulnerabilidad a la degradación.

En el umbral de transición de un estado a otro los mecanismos de retroalimentación (procesos ecológicos) cambian de negativos (aumentan la resiliencia) a positivos (disminuyen la resiliencia) (Schlesinger *et al.* 1990). Por ejemplo, en pastizales con arbustos aislados, los pastos proveen el combustible que posibilita que el disturbio por fuego controle el establecimiento de arbustos (retroalimentación negativa, dado que la respuesta del sistema tiende a contrarrestar el cambio). Pero el pastoreo o la combinación pastoreo-sequía pueden reducir la disponibilidad y continuidad de los pastos al punto tal de limitar el disturbio por fuego, posibilitando el establecimiento de arbustos y la transición a un arbustal

(retroalimentación positiva, dado que la respuesta del sistema tiende a exacerbar el cambio). Dentro de cada estado, las denominadas “comunidades en riesgo” son las que presentan la menor resiliencia (porque los mecanismos de retroalimentación cambian más fácilmente de negativos a positivos), y por lo tanto las más cercanas a umbrales de transición hacia estados estables alternativos (López *et al.* 2009; Distel 2013).

La comunidad dominada por especies anuales representaría una “comunidad en riesgo”, dada su menor resiliencia en respuesta al disturbio por pastoreo y sequía, en comparación con las comunidades dominadas por gramíneas perennes, y por ende la de mayor probabilidad de transición a un estado estable diferente. Completada la transición, la trayectoria es irreversible sin acciones de manejo específicas que usualmente insumen una gran cantidad de energía. La recuperación de un estado deseable implica recorrer la transición en el sentido inverso mediante la restauración activa de mecanismos de retroalimentación negativos. En un arbustal, por ejemplo, el mecanismo de retroalimentación negativo a restaurar es la acumulación de pasto para posibilitar que el disturbio por fuego controle los arbustos (López *et al.* 2009; Distel 2013).

Operacionalmente, una crítica al concepto de umbral ecológico es el enfoque en las consecuencias catastróficas del traspaso del mismo, a expensas de los procesos graduales y determinísticos que lo preceden. Este problema puede remediarse distinguiendo entre tipos de umbrales. A lo largo de la transición entre estados estables alternativos, primero se traspasaría un “umbral de patrón estructural”. Si un disturbio conduce a un valor crítico de patrón estructural (Ej., tamaño y conectividad de parches con suelo desnudo), la tasa de un proceso (Ej., erosión del suelo) puede cambiar en forma no lineal debido a la retroalimentación positiva con el cambio en el patrón estructural (López *et al.* 2009; Distel 2013).

Luego se traspasaría un “umbral de proceso”, resultante de las consecuencias de la tasa del proceso alterado sobre el ambiente, tal el efecto de una mayor tasa de erosión del suelo sobre el espesor y calidad del mismo. Finalmente se traspasaría un “umbral de degradación”, donde el cambio en el ambiente determina condiciones fuera del límite de tolerancia de las especies previamente dominantes (Distel 2013). Del marco conceptual descrito se deduce que el objetivo primario de manejo del pastoreo en cada sitio ecológico del pastizal es preservar la comunidad vegetal deseable, evitando cambios indeseables e irreversibles en la estructura y

funcionamiento del mismo. En consonancia, la planificación de manejo del pastoreo debería estar enfocada principalmente en el control de la carga animal, los periodos de utilización y descanso, e indicadores de riesgo inminente de cambios indeseables (Distel 2013).

El **modelo de equilibrio dinámico** del ecosistema se basa en el supuesto de que los ecosistemas tienen la capacidad de regulación interna a través de mecanismos de retroalimentación negativa como la competencia intraespecífica e interespecífica y las interacciones planta-animal. Según este modelo, los cambios importantes en la vegetación están asociados con eventos climáticos periódicos y estocásticos (dinámica de la vegetación impulsada por eventos) (López *et al.* 2011). El equilibrio dinámico de algunos ecosistemas puede estar regulado por procesos internos (por ejemplo, competencia y regeneración) que interactúan también con factores externos; en otros ecosistemas, esto también puede ser más controlado por factores externos, como fluctuaciones cíclicas climáticas y / o hidrológicas como el fenómeno del niño (Gutiérrez *et al.* 2000; Holmgren *et al.* 2001). Por tanto, el equilibrio dinámico de los ecosistemas es complejo y depende de la interacción de procesos de regulación internos y externos que contribuyen a una composición de especies relativamente estable, con ciertas oscilaciones a niveles estructurales y funcionales, propias de cada estado de un ecosistema (López *et al.* 2011).

Un ejemplo que describe las fluctuaciones estructurales y funcionales del estado de un ecosistema en equilibrio dinámico fue descrito por López *et al.* (2011), considerando un parche dinámico de la estepa patagónica. Esta dinámica de parche se compone de dos fases principales: constructiva y degenerativa. Esta dinámica originaría dos tipos principales de parches: (a) parches de cobertura alta formados por arbustos adultos rodeados por un anillo de pastos perennes (parche maduro); y (b) parches de cobertura baja representados por pastos perennes y / o pequeños arbustos esparcidos sobre una matriz de suelo desnudo. En una comunidad, en un momento dado, puede haber diferentes proporciones de parches de vegetación en diferentes fases coexistiendo dentro de un mosaico. Aquí hay dos dinámicas de escala: una es la dinámica de un solo parche (Figura 5a) y la otra es la dinámica de mosaico compuesta por diferentes parches dentro de la comunidad (Figura 5b).

En el esquema de la Figura 5, existe una representación alternativa de cada estado del ecosistema, basada en la hipótesis del equilibrio dinámico. Punto 1: la comunidad vegetal (esfera gris) es un mosaico con proporción similar de parches en todas las fases (el estado

del ecosistema tiene función intermedia y valores de proceso). Punto 2: la proporción de parches en fase degenerativa es mayor en la comunidad vegetal. Punto 3: la comunidad vegetal tiene una mayor proporción de parches en fase de construcción, por lo que el estado del ecosistema tiene valores altos a nivel funcional. Punto 4: la comunidad vegetal tiene una mayor proporción de parches maduros. Aunque los puntos 3 y 5 son estructuralmente similares (proporciones similares de parches maduros), difieren desde la perspectiva funcional: en el punto 3, la comunidad está en crecimiento activo en muchos parches (mayor eficiencia en el uso de la lluvia) y tiene una alta clave individual proceso de regeneración, en el punto 5 hay proporcionalmente más parches en fase degenerativa (López et al. 2011).

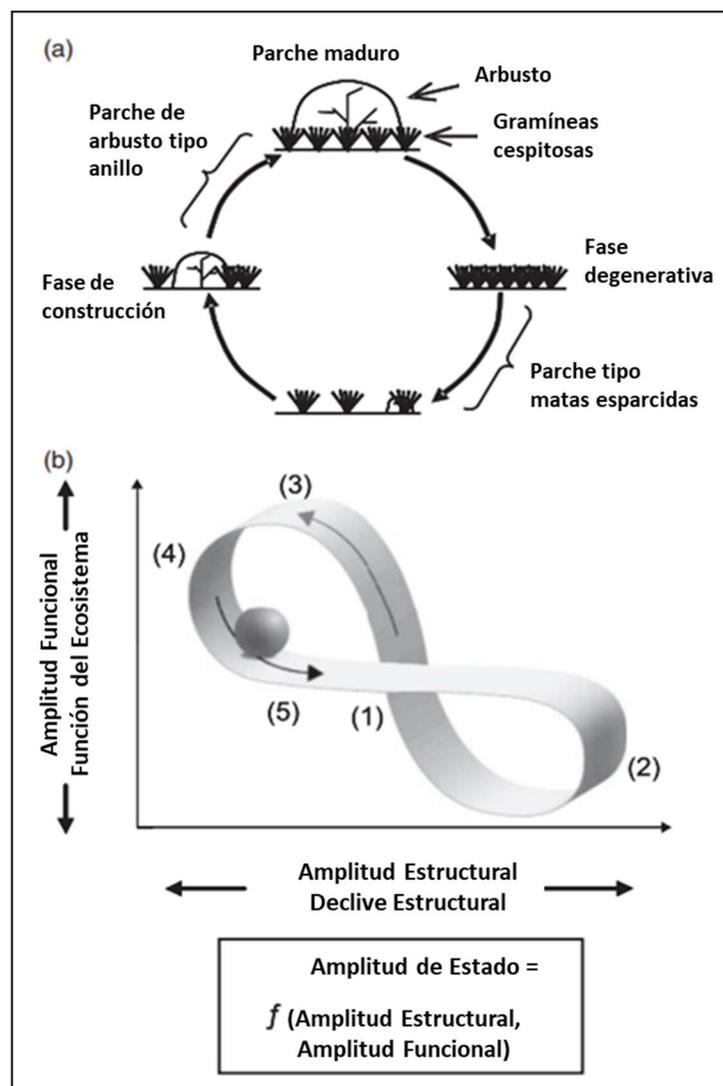


Figura 5. Representación esquemática de un ecosistema en equilibrio dinámico. 5a) El modelo de dinámica de parches para la vegetación de la estepa patagónica y 5b) Representación esquemática propuesta para el estado de un ecosistema en equilibrio dinámico en el marco del Modelo de Estado y Transición Estructural-Funcional” (METEF). Fuente: López *et al.* (2011).

La amplitud del estado es función de la amplitud estructural y funcional. Hacia el punto 4 (Figura 5b), aumenta la proporción de parches maduros. Aunque los puntos 3 y 5 tienen proporciones similares de parches maduros en el mosaico (nivel estructural), difieren de la perspectiva funcional. En el punto 3, hay muchos parches en la fase de construcción y la comunidad está creciendo activamente. En contraste, en el punto 5, hay proporcionalmente más parches en la fase degenerativa, donde el crecimiento vegetativo y la regeneración de plántulas están disminuyendo. Por lo tanto, dependiendo de la proporción de parches que se encuentren en fase degenerativa o de construcción, habrá ciertas variaciones en la estructura y función del estado, pero oscilando alrededor de un promedio (López *et al.* 2011).

La oscilación funcional está relacionada con procesos como el crecimiento vegetativo y la regeneración de plántulas que ocurren en cada tipo de parche del mosaico. La Figura 5b muestra que en el punto 1 se pueden encontrar proporciones similares de parches en todas las fases del mosaico. En términos generales, el punto 1 representa la proporción de parches característicos del estado, alrededor de los cuales fluctúa la comunidad. Hacia el punto 2 aumenta la proporción de parches en fase degenerativa y, por lo tanto, el estado del ecosistema está disminuyendo. Por el contrario, hacia el punto 3 aumenta la proporción de parches en la fase de construcción, por lo que el estado del ecosistema tiene valores altos a nivel funcional (López *et al.* 2011).

Finalmente, López *et al.* (2011) definieron al estado de un ecosistema como una comunidad vegetal (mosaico de parches), en equilibrio dinámico, sostenida por una determinada cantidad de recursos que fluctúan en el espacio y / o tiempo, conocido como 'espacio de crecimiento' (ej. Agua, nutrientes, disponibilidad de luz y espacio). El espacio de crecimiento fluctúa debido a procesos de regulación externos e internos. La interacción de la dinámica a nivel de mosaico con la fluctuación del espacio de crecimiento mantiene el estado de un ecosistema en equilibrio dinámico. Esto está determinado por oscilaciones estructurales (amplitud estructural) y funcionales (amplitud funcional) a nivel de comunidad, definiendo la amplitud del estado tal como se aprecia en la Figura 5b.

El **modelo de estabilidad de diferentes estados en equilibrio dinámico** fue descrito a partir de la relación entre la resistencia, resiliencia y estabilidad de los ecosistemas haciendo una analogía con los sistemas termodinámicos, en el cual diferenciamos dos niveles de estabilidad: a) estabilidad del ecosistema, y b) estabilidad de cada estado del ecosistema

(López et al. 2013). Para un factor de perturbación, un ecosistema con alta resistencia (baja velocidad y magnitud de degradación) y resiliencia (gran elasticidad y amplitud) sería un ecosistema metaestable, es decir sería un ecosistema robusto. En otro nivel, cada estado alternativo de un ecosistema podría encontrarse en diferentes situaciones de "equilibrio dinámico" como estable, inestable, mixto-inestable o estable-indiferente. Según López et al. (2013) podemos interpretar estos grados de estabilidad de diferentes estados en equilibrio dinámico para un ecosistema integrando los enfoques del análisis funcional del paisaje y los modelos de estados y transición estructural funcional (Figura 6).

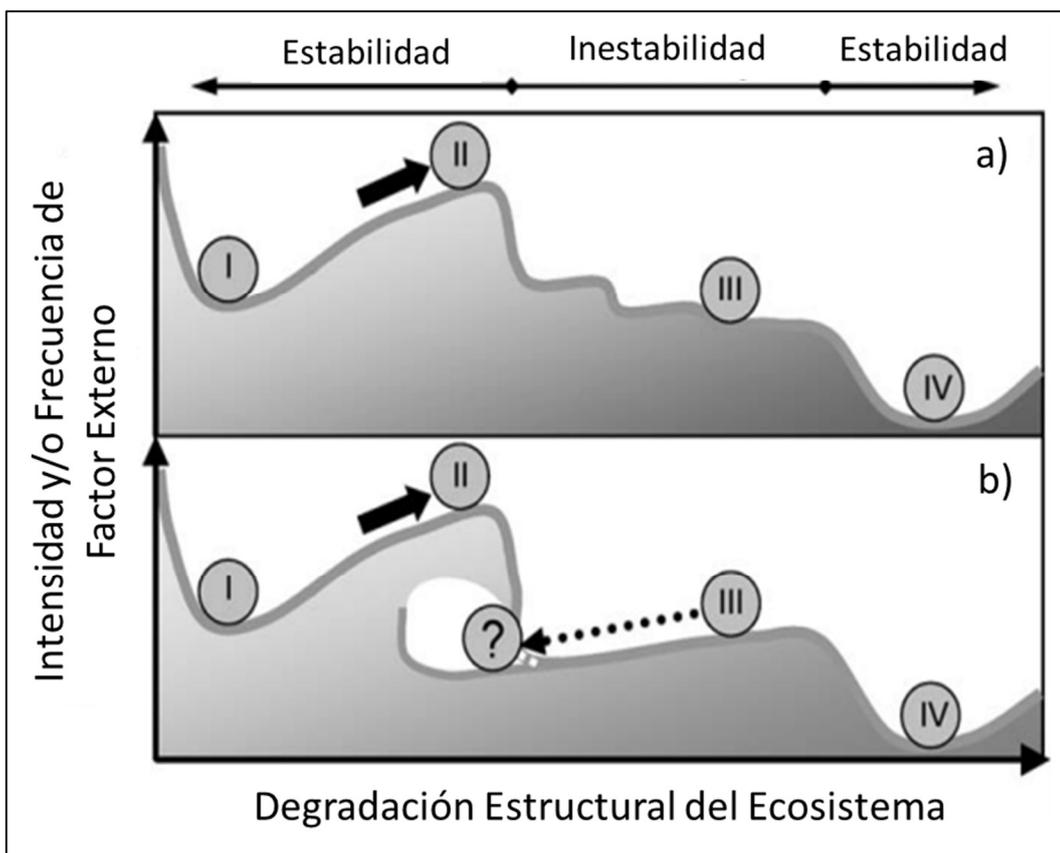


Figura 6. Representación esquemática de la estabilidad de diferentes estados en equilibrio dinámico de la estepa herbácea-arbustiva dominada por *P. ligularis* and *M. spinosum*, basada en el modelo cup-ball. Se representa un ejemplo de estado en equilibrio dinámico: estable = estado I; transición negativa = estado II; mixto-inestable = estado III (a); inestable = estado III (b); indiferente-estable = estado IV. Las esferas grises representan los estados, los más degradados se muestran con números romanos más altos. La flecha negra representa el factor de perturbación (por ejemplo, presión de pastoreo). La esfera gris con el símbolo (?) representa el estado al que desencadena una transición positiva (flecha punteada) desde un estado de equilibrio dinámico inestable, cuando se elimina el pastoreo.

Fuente: López *et al.* (2013).

El **Modelo de Estado y Transición Estructural-Funcional (METEF)** fue desarrollado por López et al. (2011) y se basó en la determinación de umbrales críticos para describir una situación que cuando la intensidad y frecuencia de la perturbación son lo suficientemente fuertes como para alterar el equilibrio dinámico de un estado, se produce un cambio de mayor magnitud que la amplitud del estado, desencadenando una transición negativa. Este cambio debería producir un desplazamiento direccional en los ejes x y/o y de degradación del ecosistema. Estos cambios son persistentes en el tiempo y se reflejan en una "transición" de un estado a otro en equilibrio dinámico. La probabilidad de transición depende de la perturbación aplicada al sistema y del momento en que se encuentra el estado dentro del equilibrio dinámico.

El umbral crítico se supera cuando se produce una transición negativa, a partir del cual la probabilidad de volver al estado original disminuye significativamente una vez que se elimina la perturbación. Esta situación define un umbral donde, además de los cambios importantes que ocurren a nivel estructural de la vegetación, también ocurren grandes cambios a nivel del suelo (como la erosión), causando pérdidas sustanciales de funciones y / o procesos del ecosistema. En la Figura 7, la esfera gris representa la comunidad vegetal que fluctúa en el equilibrio dinámico del estado del ecosistema (López et al. 2011).

Los diferentes estados se identifican con números romanos (el valor más alto identifica la situación más degradada). La probabilidad de una transición se refleja en el ancho y el relleno de la flecha. Las transiciones negativas son más factibles que las positivas y están representadas por flechas más gruesas y rellenas. Por el contrario, las transiciones positivas (más improbables que negativas) se representan con flechas delgadas. Por lo tanto, el ecosistema ha superado el umbral crítico cuando ha disminuido severamente o perdido su resiliencia, porque las funciones centrales que determinan y regulan la dinámica del ecosistema se han visto significativamente afectadas (López et al. 2011).

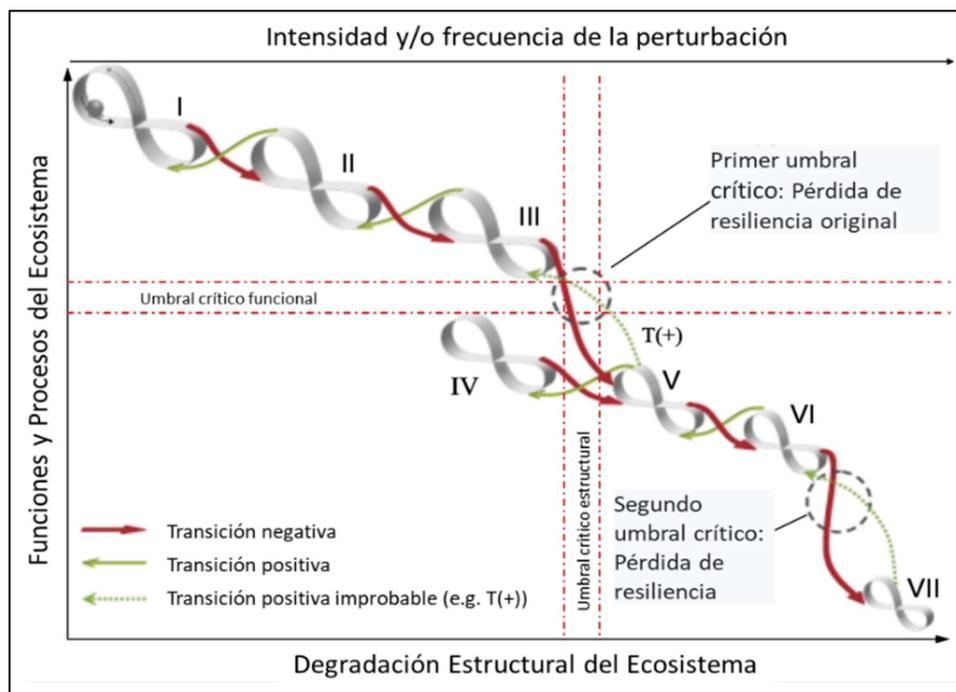


Figura 7. Representación esquemática del modelo de transición y estado estructural-funcional. La esquina superior izquierda se refiere a los estados menos degradados, mientras que en la parte inferior derecha están los estados más degradados. El eje x representa la degradación estructural del ecosistema y el eje y representa las funciones y procesos del ecosistema.

Fuente: López *et al.* (2011).

Las perturbaciones ambientales, como las sequías extraordinarias, difieren de las perturbaciones inducidas por el hombre, como el pastoreo doméstico, porque las primeras ocurren en períodos de tiempo relativamente cortos (semanas a meses) y las segundas mantienen su intensidad a lo largo del tiempo (años). Los desencadenantes ambientales son eventos extraordinarios que afectarían negativamente la estructura y funciones del ecosistema, directamente (fuego: quemar la vegetación) o indirectamente (sequía: disminución del espacio de cultivo), modificando el equilibrio dinámico de un estado y, por tanto, aumentaría la probabilidad de una transición negativa (López *et al.* 2011).

Las altas presiones de pastoreo producen pérdida de cobertura vegetal, hojarasca, materia orgánica y capa superficial del suelo (debido a la erosión), cambiando drásticamente la estructura, productividad y funcionamiento del ecosistema. Si la presión de pastoreo aumenta y el ecosistema solo se mueve a lo largo del eje x, sin sobrepasar el umbral crítico, puede haber un gradiente de estados posibles según la presión de pastoreo (Figura 7). Presiones de pastoreo bajas e intermedias podrían producir un aumento en la diversidad de especies y heterogeneidad de una comunidad, probablemente aumentando la amplitud del

estado. Esta situación puede ser causada no solo por un pastoreo diferencial en especies apetecibles y desagradables, sino también por la heterogeneidad del área de pastoreo (por ejemplo, vecindad de la Fuente de agua (López et al. 2011)).

Un marcado desplazamiento a lo largo del eje y indica que una perturbación provocó cambios significativos en los niveles de vegetación y suelo provocando pérdidas significativas en funciones y / o procesos (aumento en la tasa de pérdida de funciones y / o procesos) que comprometen la sostenibilidad de los pastizales. En otras palabras, el ecosistema ha cruzado el umbral crítico, más allá del cual pierde o disminuye significativamente su resiliencia (Figura 7). En este punto, las transiciones positivas se vuelven más improbables y los factores estocásticos, como los eventos climáticos favorables (series de años húmedos) o las acciones de restauración activa, cobran importancia como desencadenantes de transiciones positivas. Este tipo de evento produce un aumento en el espacio de crecimiento disponible para una comunidad y, por lo tanto, en la amplitud funcional y / o estructural del estado, aumentando la probabilidad de una transición positiva. Una acción de restauración también puede implicar un aumento del espacio de cultivo (fertilización, riego) o mejoras a nivel estructural (revegetación artificial) (López et al. 2011).

Sobre la base del modelo conceptual de degradación de Estado y Transición de los Pastizales López et al. (2011), Tongway y Hindley (2004) y Herrick et al. (2005) presentaron modelos para evaluar la salud de los pastizales basados en indicadores estructurales del estado de la vegetación y el suelo. Estos indicadores se utilizan para estimar indirectamente índices que evalúan la integridad funcional del ecosistema en relación con la infiltración de agua, el reciclaje de nutrientes del suelo y la resistencia del suelo a la erosión por viento y agua. Debido a que las funciones de un ecosistema son difíciles de evaluar en el campo, la operatividad es una de las principales ventajas de estas metodologías de salud de pastizales (Tongway y Hindley 2004; Briske et al. 2005). Para un seguimiento y evaluación adecuados, estos índices pueden ser validados y calibrados para cada ecosistema integrando principalmente dos aspectos: (1) la evaluación del tipo de relación entre la degradación estructural del ecosistema (vegetación y suelo) e índices que estiman indirectamente la integridad funcional y (2) la comparación entre el aspecto 1 y la relación de la degradación estructural del ecosistema y sus funciones clave (por ejemplo: eficiencia en el uso de la lluvia o regeneración de especies clave) (Briske et al. 2005).

Relacionado con las distintas prácticas de manejo, Milton *et al.* (1998) propuso una metodología para determinar la **condición del pastizal** basado en el concepto de umbral de conservación de un sitio propuesto por la Sociedad de Manejo de Pastizales (1995) y al modelo paso a paso de degradación del pastizal de Milton *et al.* (1994). La metodología tiene por objetivo que los ganaderos puedan estimar por ellos mismos la condición del pastizal y se familiaricen con prácticas para mantener la fertilidad del suelo y productividad de los pastizales a través de un uso sostenible de sus múltiples recursos. Bajo este enfoque la evaluación de la salud del pastizal se hace de manera subjetiva, mediante la apreciación visual y calificación de atributos de la vegetación y del suelo, bajo los siguientes criterios:

- Valor forrajero: Estimar el porcentaje (80 por ciento, 60 por ciento, 40 por ciento, 20 por ciento, 5 por ciento) de cubierta vegetal representado por las plantas forrajeras palatables.
- Intensidad de pastoreo: ¿Qué tan severo es el uso de plantas palatables (leve, moderado o muy severo)?
- Indicadores de perturbación: ¿Qué tan diseminadas se encuentran las especies invasoras, plantas anuales o viejas en el sitio de evaluación (ocasional, común o generalizado)?
- Regeneración de plántulas: ¿En qué proporción (80 por ciento, 60 por ciento, 40 por ciento, 20 por ciento, 5 por ciento) se encuentran las plántulas de las especies forrajeras perennes? - Suelo y salud del sitio: ¿Cómo se encuentra la cubierta vegetal (total, $\frac{3}{4}$, $\frac{1}{2}$, $\frac{1}{4}$) con respecto al valor esperado para el sitio? y ¿qué tan abundante (común, ocasional o ausente) están los signos positivos de salud (mantillo, plantas de sombra) y negativos de salud (cárcavas, plantas en pedestal, raíces expuestas) en la determinación del sitio?

El puntaje final de la salud del pastizal se calcula con el promedio de los cinco criterios y se compara con una escala índice de pastizal que varía de 1 a 5, en donde un valor superior a 4.5 es excelente; de 3.5 a 4.4 es bueno; de 2.5 a 3.4 es regular; de 1.5 a 2.4 es pobre y por debajo de 1.4 es severamente degradado. Los puntajes de los subatributos presentes en algunos atributos, también fueron promediados previamente para hallar el puntaje de su atributo.

Una crítica a la evaluación de la **condición del pastizal** fue descrita por Lamar Smith (2003) quien propuso que el concepto es inadecuado y que debería modificarse, en razón que cada sitio de pastizal tiene una serie de usos posibles y valores potenciales para cada uso. Al respecto propone desarrollar una medida de la condición del sitio, basado principalmente en

las características del suelo, para indicar el éxito del manejo en el mantenimiento del sitio y debería indicar si la condición actual es satisfactoria o insatisfactoria. También sugiere realizar una calificación para cada uso posible de interés para el administrador en cuanto a qué tan cerca la vegetación actual se aproxima al tipo más útil de cobertura vegetal potencial para ese uso en particular. Esta calificación podría expresarse simplemente como un porcentaje o como un modificador descriptivo como alto, medio o bajo. Si el término "condición del campo" se puede conservar sin confusión, debe referirse a la condición del sitio, no a la clasificación de uso, ya que la condición del sitio está más cerca del concepto de "estado de salud del campo".

Al respecto, Hacker (1973) señaló que hay dos enfoques básicos para la calificación de la condición en un sitio de pastizal, el primero basado en la ecología y el segundo basado en la productividad. En el primero, la condición se clasifica en relación con el clímax observado o inferido o la vegetación prístina del sitio. Esta clasificación generalmente implica la comparación de la vegetación actual (y algunas veces las características del suelo) con las áreas de referencia que se presume exhiben condiciones de clímax o casi clímax. En los Estados Unidos, el enfoque "clímax" propuesto por Dyksterhuis (1949) y utilizado actualmente por el Soil Conservation Service y otros es un ejemplo de este enfoque.

El enfoque basado en la productividad varía la condición de acuerdo con la productividad actual en relación con el potencial para un uso particular. En este enfoque, cada uso real o propuesto del sitio tiene una calificación de condición diferente. Por ejemplo, un sitio que produzca cerca de su potencial en términos de forraje para ganado se clasificaría como excelente para el pastoreo de ganado, pero podría considerarse justo para el pastoreo de ovejas o ciervos. Las calificaciones de condición no implican estabilidad del sitio, ya que la condición puede variar de mala a excelente en el mismo sitio, dependiendo del uso considerado. Este enfoque se ha denominado generalmente enfoque de "potencial de sitio" en los Estados Unidos (Humphrey 1949).

Para Lamar Smith (2003), la estricta adherencia al enfoque de clímax crea algunos problemas en el concepto de condición de pastizal. **Primero** está el problema del reconocimiento de que la condición basada en el clímax no siempre es significativa en términos de gestión, en donde la condición clímax o casi clímax puede ser biológicamente correcto, no es necesariamente la mejor o más deseable para un uso determinado desde el

punto de vista de la administración. Este problema podría resolverse al menos parcialmente eliminando los términos descriptivos y usando una calificación numérica. Un **segundo** problema está relacionado con la dificultad de definir cuál es el "clímax" de un sitio determinado. Las comunidades de plantas han cambiado y hay poca evidencia de que la sucesión natural las traerá de regreso a su estado prístino a menos que las condiciones ambientales (patrones climáticos) de ese estado prístino también sean restauradas. Un **tercer** problema es que el concepto ecológico, como se usa en los Estados Unidos, no se adapta a las especies exóticas porque no se consideran parte de la vegetación clímax. Una **cuarta** dificultad está relacionada con el problema de la calificación de la condición como una desviación del clímax, en el que el clímax es el bosque en lugar de los pastizales o matorrales, debido a que la producción de forrajes puede descender a un nivel muy bajo a medida que se acerca el clímax del bosque o del bosque.

2.1.3 Pastizales y Procesos de Degradación de Tierras de Pastoreo

Los pastizales son ecosistemas terrestres importantes, que ocupan cerca del 40% de la superficie del planeta, el doble de la superficie ocupada por los cultivos (FAO 1998). Flores *et al.* (2014) describe a los pastizales como ecosistemas frágiles, con baja productividad de la tierra y una alta vulnerabilidad al cambio climático. Allen *et al.* (2011) los define como tierras donde no es posible cultivar, pero que proveen las necesidades de hábitat y de aprovisionamiento de forraje en animales domésticos y silvestres. Los pastizales mantienen gran parte de la biodiversidad y producen una grama de bienes y servicios ecosistémicos del planeta, que son críticos para el bienestar humano (Kassahun *et al.* 2008), incluida la regulación del agua, el secuestro de carbono y la producción ganadera (Scurlock *et al.* 2002).

Muchos estudios han evidenciado que aproximadamente el 60% de todos los pastizales globales se están degradando (FAO 1998). Degradación de tierras de pastizal es definida por Whitford (1995) como el cambio detrimental de las características de la vegetación, principalmente en la reducción de la cobertura vegetal, la desaparición de especies botánicas claves y disminución de la materia orgánica, lo que finalmente se traduce en la pérdida de la función hídrica. Porta *et al.* (2003) define a la degradación como un cambio negativo en el estado de salud del suelo resultando en una disminución de la capacidad del ecosistema para producir bienes y/o servicios ambientales para sus beneficiarios. La degradación de los ecosistemas es un proceso natural, derivado de factores ambientales como por ejemplo el

cambio climático, sin embargo, en numerosas ocasiones esta degradación se acelera por la intervención humana, como consecuencia de una inadecuada utilización o cambio de uso de la tierra (Fan *et al.* 2010), por lo que el factor humano es referido por muchas investigaciones como el principal responsable de las causas de la degradación (Scurlock *et al.* 2002; Petersen y Stringham 2008).

La degradación se evidencia en el empobrecimiento de la capacidad productiva de las tierras, pérdida en la calidad y nutrientes del suelo (Kassahun *et al.* 2008), pérdida de la biodiversidad del ecosistema y la alteración negativa de los ciclos de nutrientes, agua y energía (Ouled Belgacem y Louhaichi 2013). Situación que afecta severamente la productividad y resiliencia de estos ecosistemas, en especial a los paisajes montañosos (Thuiller 2007) y a los sistemas ganaderos que dependen exclusivamente de los pastizales como medio de aprovisionamiento de forraje, así como el acceso y la disponibilidad de los alimentos, por parte de las poblaciones altoandinas (Thornton *et al.* 2009). Las consecuencias ambientales de la degradación de la tierra son múltiples, incluida la contribución al cambio climático (pérdida de biomasa y materia orgánica en los suelos), pérdida de biodiversidad (destrucción del hábitat), modificación del paisaje (cambio de vegetación y erosión del suelo), alteración del ciclo del agua, etc. Estos aspectos interrelacionados a menudo están asociados con los sistemas de pastoreo de ganado (Steinfeld *et al.* 2006). Las dos formas más importantes de degradación de la tierra causadas o influenciadas por los sistemas de pastoreo son la deforestación y la desertificación (Steinfeld *et al.* 2006).

En el Perú, la mayor parte de la ganadería extensiva se desarrolla en la ecorregión Puna, localizada por arriba de los de 3200 msnm, la cual comprende una superficie de más de veintiún millones de hectáreas de pastizales, humedales, glaciares, cuerpos de agua y zonas de protección (Flores *et al.* 2014). La producción ganadera de camélidos, vacunos y ovinos en la puna peruana depende de la vegetación natural, compuestos por pajonales, césped de puna, bofedales y arbustales, y recursos hídricos (Flores *et al.* 2007). Esta actividad está estrechamente vinculada a la vida social y cultural de los campesinos para quienes la tenencia o propiedad de tierra y animales garantiza su estabilidad económica (Flores *et al.* 2014), aspecto clave para el desarrollo socioeconómico local y nacional (Brown y MacLeod 2011). Frente a este panorama existe preocupación por llevar a la práctica estrategias de mejora de pastizales que resulten viables para la restauración de ecosistemas degradados, con el fin 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).

La restauración ecológica es una técnica de recuperación de comunidades que permite generar nuevos conocimientos y plantear hipótesis en investigación básica en ecología (Martínez 1996). El fundamento de la idea anterior es que para poder restaurar el ecosistema es necesario conocer y estudiar los procesos que subyacen a su funcionamiento y su estructura para identificar cada uno de los elementos que los conforman y la forma en que se ensamblan, así como su mecanismo. Una restauración ecológica de éxito es aquella capaz de acelerar un proceso sucesorio en un tiempo relativamente corto comparado con otro evento en el que no se haya llevado a cabo una manipulación (Bradshaw 1984). De acuerdo con Ewel (1990), en una técnica de restauración ecológica se deben tomar en cuenta los siguientes aspectos fundamentales, tratándose de una población, una comunidad o un ecosistema:

- Autosostenibilidad: Se refiere a que el ecosistema sea capaz, en un momento dado, de autopertuarse, inclusive sin la ayuda del hombre. El conocimiento de los procesos de germinación, establecimiento, y disturbio de las plantas en fases tempranas de la restauración son fundamentales para lograr este propósito, ya que se podrán entender los requerimientos de regeneración de las especies.
- Productividad: depende del uso eficaz del recurso por la comunidad. Una comunidad restaurada debe ser tan productiva como la original.
- Retención de nutrientes: Las comunidades son sistemas abiertos en el flujo de nutrientes, una comunidad restaurada debe perder la menor cantidad posible de nutrientes.
- Interacciones bióticas: el ensamblaje de los organismos en una comunidad es un aspecto fundamental al que se debe enfocar una restauración ecológica. El conocimiento de las especies claves es fundamental para alcanzar este objetivo.
- Invasión: Implica reconocer las especies que invaden comunidades perturbadas, ya que estas podrían ser muy competitivas y desplazar a especies claves dentro del proceso de sucesión natural. En general, las comunidades naturales son menos susceptibles a la invasión de especies no originales.

Harper (1990) y Peters (1991) destacan la importancia de la manipulación y del enfoque experimental en la investigación ecológica que es la metodología básica de la restauración. Por lo tanto, la restauración ecológica ofrece un valor heurístico; la cantidad de información que se puede obtener de un manejo de este tipo es sumamente importante en relación con un conjunto de hipótesis que se trata de aceptar o rechazar. Entender eventos como la sucesión primaria, la sucesión secundaria, los diferentes mecanismos que se han propuesto en la invasión de especies, la importancia del banco de semillas en la regeneración de comunidades, la identificación de especies claves en el proceso sucesional y su comportamiento demográfico, los procesos fenológicos, el papel que desempeñan las perturbaciones y la formación de claros en la estructura de una comunidad y la dinámica de los ciclos biogeoquímicos. El conocimiento de los fenómenos anteriores nos permitirá identificar los factores más relevantes del proceso, y posteriormente su manipulación para acelerar la vía sucesoria que recupere una composición de especies y las interacciones semejantes al ecosistema natural (Martínez 1996).

Bradshaw (1984) reconoce cuatro tipos de reconstrucción artificial de ecosistemas con base en experiencias prácticas (Figura 8): 1) la restauración que consiste en la recuperación total del ecosistema original, 2) la rehabilitación, que es la recuperación parcial del ecosistema, 3) el reemplazamiento, es decir la formación de un ecosistema diferente al original y 4) el “dejar hacer” donde se tiene una manipulación limitada o ausente y se permite un desarrollo natural del ecosistema. Los resultados obtenidos reflejan aciertos y errores en diferentes procesos, debido a que la formación de otra comunidad diferente a la original se puede considerar como una desviación de los objetivos de una restauración ecológica; por otro lado, un acierto sería acelerar los procesos pedogenéticos, como un factor clave para el proceso de sucesión. Algunos estudios han tomado en cuenta los análisis costo-beneficio en la recuperación de comunidades naturales con el objetivo de realizar una evaluación económica de los procesos de restauración (Holland *et al.* 1991).

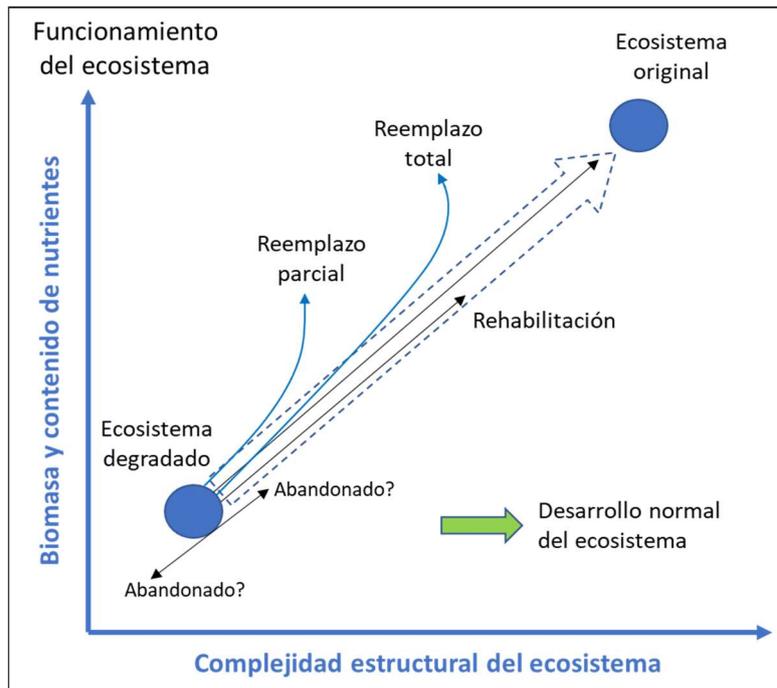


Figura 8. Alternativas de la restauración ecológica comparadas con la regeneración de los ecosistemas.

Fuente: Bradshaw (1984).

2.2 RESPUESTAS ECOLÓGICAS DEL PASTIZAL AL PASTOREO

En la actualidad, los sistemas de pastoreo se han redefinido buscando la rentabilidad animal y la sostenibilidad al ecosistema, de tal forma que la productividad primaria también es priorizada a través de los métodos de pastoreo, con lo cual todos los componentes de manejo del pastoreo son planificados al elegir un determinado sistema (descanso, diferido, corta duración, etc.) (Briskey *et al.* 2006). Los sistemas de pastoreo se han integrado en el contexto de los nuevos marcos ecológicos priorizando la idea de visión del paisaje por parte de las comunidades pastoriles (Milchunas *et al.* 1988), para lo cual se requiere de mayores vínculos entre el proceso de toma de decisiones, los sistemas económicos y los sistemas políticos a través de la gestión temporal y sostenible de los objetivos de gestión (Fuhlendorf 1996).

El pastoreo puede tener impactos positivos o negativos sobre los ecosistemas de pastizal, dependiendo tanto de la intensidad del pastoreo como de las circunstancias locales predominantes (Belsky y Gelbard 2000). Por ejemplo, niveles apropiados de pastoreo pueden facilitar el secuestro de carbono al estimular el crecimiento de la biomasa vegetal y promover el ciclo de nutrientes a lo largo de la red trófica (Belsky 1987). Poblaciones moderadas de herbívoros pueden mejorar la disponibilidad de minerales para las plantas aumentando el ciclo de nutrientes dentro de los parches de sus desechos y mejorando la

disponibilidad de nitrógeno (Holland *et al.* 1992). Los componentes orgánicos de las heces y la orina de los animales que pastorean pueden crear reservas de materia orgánica en el suelo, lo que da como resultado que los suelos tengan una mayor capacidad de retención de agua, mayores tasas de infiltración de agua y una estabilidad estructural mejorada. Estos cambios, a su vez, pueden ayudar a reducir la pérdida de suelo por la erosión del agua y el viento (Hubbard *et al.* 2004).

2.2.1 Respuestas de las Plantas al Pastoreo

Los herbívoros pueden afectar a las comunidades de especies locales a través de una multitud de vías. Primero, el pastoreo puede alterar la estructura física de las comunidades vegetales locales (Huntly 1991). Fleischner (1994) proporciona varios ejemplos en los que la defoliación por pastoreo de herbívoros altera la altura de las plantas y la cobertura vegetal, y ha cambiado la composición de las especies para incluir tipos de plantas estructuralmente diferentes. Más allá del consumo directo de biomasa, el pisoteo de los cascotes puede impactar aún más la estructura de la vegetación simplemente rompiendo y derribando la vegetación (Fleischner 1994). Con respecto al papel específico de las especies y razas de ganado, varios estudios compararon el impacto de diferentes especies de ganado (bovinos, equinos, ovinos) y sus combinaciones en diferentes aspectos de la biodiversidad de los pastizales (es decir, riqueza de especies y estructura de la vegetación) con resultados variados, comportamiento de pastoreo (estrategia de alimentación y selectividad) y el tamaño corporal son determinantes importantes del impacto del ganado en las áreas de pastoreo (Nolte *et al.* 2014; Tóth *et al.* 2016).

En segundo lugar, impulsado por las preferencias de los herbívoros por ciertas plantas, el pastoreo puede seleccionar dramáticamente a favor o en contra de especies de plantas específicas (Szaro 1989). En tercer lugar, el pastoreo puede aumentar o disminuir la producción de biomasa posterior (Huntly 1991). Por un lado, la defoliación leve o moderada puede promover el rebrote de brotes y mejorar los niveles de luz, la humedad del suelo y la disponibilidad de nutrientes, ya que las plantas compensan en exceso la pérdida de tejido (Frank *et al.* 1998). El sobrepastoreo, por otro lado, puede reducir significativamente la producción de biomasa cuando las plantas carecen de suficientes hojas y tejidos para lograr una fotosíntesis sustancial. Finalmente, el pastoreo puede moldear el rebrote de plantas al afectar positiva o negativamente la producción, dispersión y germinación de semillas. El

pastoreo de animales puede disminuir directamente la producción de flores y semillas al consumir estructuras reproductivas, o indirectamente al estresar la planta y reducir la energía disponible para desarrollar semillas. Sin embargo, los animales que pastan también pueden facilitar la dispersión de las semillas al transportarlas en su pelaje, patas o tracto digestivo (Lacey *et al.* 1992; Wallander *et al.* 1995). Por último, para algunos taxones de plantas, se ha demostrado que los ungulados en pastoreo promueven la germinación de las semillas pisoteando las semillas en el suelo (Deregibus *et al.* 1994).

La composición y productividad de los pastizales varía enormemente con el uso pasado y presente. Las plantas y las comunidades pueden indicar las clases, grados y patrones de uso por animales (Holechek *et al.* 1989). Ciertas especies son pastoreadas por una sola clase animal y no por otras. Por ejemplo, las alpacas en nuestra sierra comen la especie *Hypochoeris taraxacoides* en su totalidad, en cambio los vacuno no, y si lo hacen, sólo consumen la flor. Ciertas especies son pastoreadas sólo si su uso es efectuado en determinada estación del año, por ejemplo: las alpacas pastorean la especie antes mencionada sólo en verano, ya que en otoño desaparecen (Florez y Malpartida 1987). Igualmente, algunas especies del género *Poa* desaparecen en el mismo periodo, en cambio en el invierno especies de *Muhlenbergia* son las más consumidas por las alpacas en los pastizales altoandinos. Algunas especies son pastoreadas sólo si el campo es sobrepastoreado, como es el caso de la especie *Calamagrostis vicunarum* y la leguminosa tóxica *Astragalus garbancillo* (Florez 2005).

Los ecólogos han desarrollado un sistema de clasificación de las plantas basado en su reacción al pastoreo por animales (Dyksterhuis 1949). Esencialmente, el sistema consiste en clasificar las plantas de acuerdo con su respuesta al pastoreo ante una determinada clase animal (Holechek *et al.* 1989), las cuales pueden ser:

a. Especies decrecientes o deseables

Son buenas especies forrajeras, altamente palatables y relativamente importantes en la condición clímax. Tienden a declinar en importancia y/o vigor a medida que la presión de pastoreo aumenta o si el sobrepastoreo es prolongado. Plantas deliciosas son las más palatables pero raras. Ellas representan una clase especial de decrecientes. En comunidades clímax ellas representan menos del 5% en la composición total. Desde que son tan palatables,

cualquier clase de pastoreo tiende a ser demasiado porque son rápidamente consumidas y son las primeras en desaparecer.

b. Especies acrecentantes

Son de dos tipos: la de tipo I son moderadamente palatables, especies secundarias que aumentan inicialmente a medida que las especies decrecientes comienzan a declinar, pero que finalmente tienden a disminuir en número por la mayor responsabilidad que tienen como alimento para la carga de pastoreo, debido a la falta de especies decrecientes o palatables. Estas especies están presentes en condiciones de pastizal de regular a buena.

Las de tipo II son las especies pobres, esencialmente no palatables con una fuerte habilidad competitiva. Ellas están presentes en la comunidad clímax, pero tienden a aumentar en proporción a la presión de pastoreo. Muchas de estas plantas tienen poco o ningún valor forrajero. Muchas plantas tóxicas caben en esta categoría.

c. Especies invasoras

También pueden ser representadas en dos clases: tipo I y tipo II, diferenciadas bajo las mismas bases, descritas para el grupo anterior. Estas plantas no están presentes en la comunidad clímax. En la práctica, pocas especies están en esta categoría. Algunas plantas raras presentes en el clímax son a veces erróneamente colocadas en esta categoría. Por otro lado, algunas plantas invasoras tienen un valor forrajero bajo o estacional, por ejemplo, *Muhlenbergia peruviana* en la puna peruana.

La mayoría de las especies están comprendidas en el grupo II, es decir, aumentan continuamente una vez establecidas. La respuesta de todas las plantas está representada en la Figura 9 y cabe mencionar que es una representación teórica, pues cada sitio tendrá sus curvas particulares, en donde cada especie se comportará diferente dependiendo del sitio en el cual ocurre (Florez y Malpartida 1987).

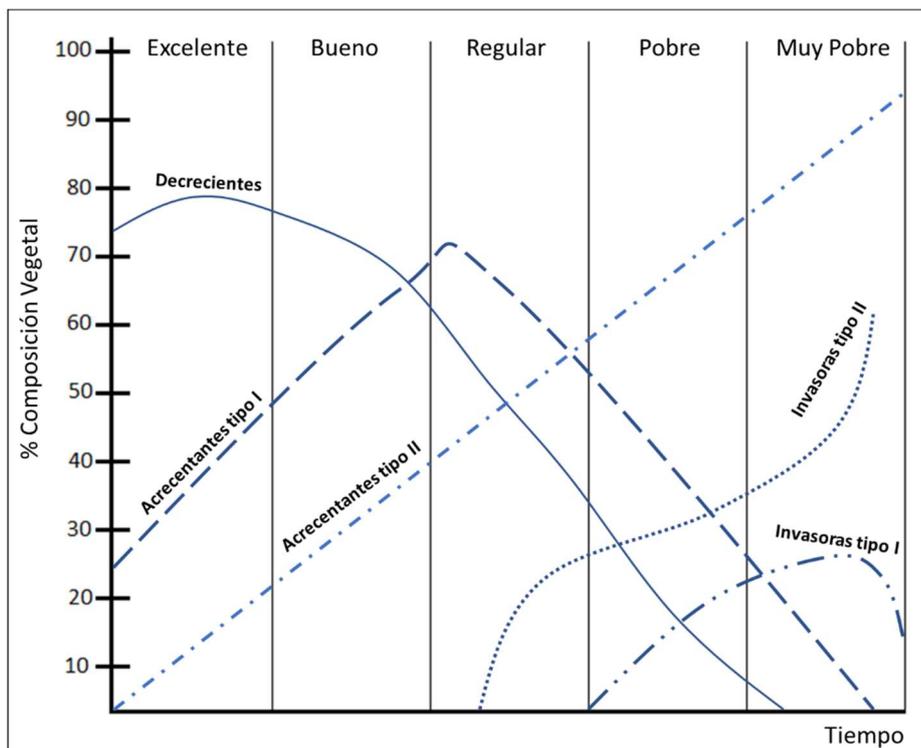


Figura 9. Cambios en la abundancia de grupos de especies que determinan el estatus ecológico del pastizal.

Fuente: Holechek *et al.* (1989) basado en Dyksterhuis (1949).

El punto crucial en todo esto es que todo patrón de sucesión debe ser estudiado para cada sitio. Son muchos los factores a considerar en la clasificación de decrecientes, acrecentantes, por ejemplo, una especie forrajera puede ser decreciente en algunos sitios, pero acrecentante o invasora en otros sitios (Holechek *et al.* 1989). Por ejemplo, en un sitio especificado, una especie puede responder como acrecentadora bajo pastoreo con ovinos y puede ser decreciente con otra clase animal, como vaca o alpacas, etc. La designación de decreciente, acrecentante e invasora está basada en la respuesta que exhibe a la comunidad clímax, cuando está sujeta a una presión de pastoreo que origina una tendencia negativa que parte de la comunidad clímax. Por último, cuando una pradera deteriorada presenta condición pobre o muy pobre y se le somete a un pastoreo moderado, la tendencia que exhibirá la comunidad será positiva en condición, por lo que, si no se distingue bien ambos procesos, puede cometerse un error al clasificar las especies (Florez y Malpartida 1987).

Las áreas dominadas por pajonales se caracterizan consistentemente por: (1) tasas de infiltración más altas, (2) producción de sedimentos más baja, (3) más cobertura total de vegetación, cultivos en pie y acumulación de mantillo (4) mayor contenido de materia orgánica del suelo y estabilidad de los agregados (5) una superficie de suelo más rugosa, (6)

menos terreno desnudo y (7) menor densidad aparente, que las áreas dominadas por césped de puna (Busby y Gifford 1981; Blackburn *et al.* 1980). Los pajonales se destruyen fácilmente por el exceso de animales al pastoreo y deberían monitorearse de cerca cuando: (1) se incrementa la densidad de animales que pastorean, (2) se inician nuevos sistemas de pastoreo, o (3) durante la sequía. Una disminución en las gramíneas, independientemente del sistema de pastoreo, eventualmente resultará en una alteración de la integridad biótica del pastizal. El pastoreo de ganado potencialmente tiene el mayor impacto sobre las gramíneas, que, por lo general, son las mejores especies forrajeras y son las más sensibles a la defoliación (Bardgett 2005; Teague *et al.* 2011).

2.2.2 Sistemas de Pastoreo como Estrategias de Mejora de Pastizales

Los sistemas de pastoreo son reconocidos como una de las estrategias de manejo más importantes que se utilizan con la finalidad de mejorar la condición y la capacidad de carga del pastizal (Flores 1999). Consiste en combinar periodos de pastoreo y no pastoreo aplicados a un grupo de plantas basados en el conocimiento cabal de su respuesta a la defoliación (Flores 1996). Contempla el uso sistemático de dos o más canchas o sitios por uno o más hatos de animales, logrando una utilización uniforme del pastizal, mejorando la producción animal, 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 utilización del pastizal que evite, el pastoreo en la misma época y con la misma especie animal, todos los años y el pastoreo de las canchas cuando las plantas son más susceptibles al pastoreo (Flores 1999).

Herbel (1983) determinó para el uso del sistema de pastoreo que la producción forrajera puede incrementarse hasta en un 200 %, lo que refleja la importancia de la utilización de esta práctica de manejo en la acumulación de la biomasa, el mantillo y la cobertura del suelo y consecuentemente en la mejora de la función hídrica del pastizal. Los sistemas de pastoreo pueden alterar la composición botánica y productividad de los pastizales por el uso diferencial en el tiempo, espacio, o la intensidad. Asimismo, cuando el pastoreo es excesivo puede desestabilizar a las comunidades vegetales generando cambios en la composición florística, y la estructura y estabilidad de agregados del suelo (Holechek 1989).

Flores (1996) menciona que el equilibrio entre la carga animal y la disponibilidad del forraje son clave, para la sostenibilidad del ecosistema de pastizal, sin embargo, el pastoreo no controlado puede afectar la cobertura vegetal, condición y tendencia del pastizal. El aporte insuficiente del residuo vegetal como el mantillo, conlleva a la sobreprotección del suelo, lo cual induce hacer susceptibles a la compactación, erosión del suelo y la escasa contribución en la formación de la materia orgánica en el suelo, de este modo pueden influir cambios en la estabilidad de agregados, integridad biótica y la función hidrológica del pastizal. Dentro de las respuestas de la vegetación al pastoreo tenemos: a) el pastoreo crónico e intensivo es perjudicial para el crecimiento y la supervivencia de las plantas, b) la productividad primaria puede aumentarse con pastoreo ligero o nulo y disminuirse con pastoreo severo, c) La calidad del forraje a menudo mejora con el pastoreo frecuente, d) la composición de especies de las comunidades de plantas puede modificarse en respuesta a la frecuencia, intensidad y estacionalidad del pastoreo (Briske *et al.* 2008).

A. Pastoreo Continuo

El pastoreo continuo se refiere a un sistema extensivo de pastoreo en el cual el animal permanece durante un período prolongado en el mismo potrero o cancha (Briske y Richards 1995). Este sistema es generalmente utilizado en los pastos naturales en los cuales por su escasa producción y crecimiento no se justifica una inversión para la subdivisión de potreros (Adema *et al.* 2016). Este sistema presupone que los animales están en el potrero o cancha durante mucho tiempo y no necesariamente lo ocupan los mismos animales, ya que se pueden vender algunos y los lugares son ocupados por las crías o por adquisición de otros animales (Casaravilla 2008).

Los especialistas en manejo de pastizales indican que propiamente no constituye un sistema de pastoreo, sin embargo, se pueden diferenciar métodos de utilización para el pastoreo con animales:

- a. Continuo Estacional: Cuando los animales ocupan el potrero durante la época productiva del pastizal y se venden los animales en la época de poco pasto, o cuando el productor desea que el pastizal descansa o que semille. Bajo condiciones de puna, el pastoreo continuo estacional responde al siguiente esquema: Tiempo de ocupación: variable de 5

a 9 meses, Tiempo de descanso: variable 3 meses a más, Tiempo de semillado: depende de las especies (Adema *et al.* 2016).

- b. Continuo con carga variable: El pastoreo ocurre durante todo el año, sin embargo, la carga animal se ajusta a la disponibilidad de forraje y obliga al productor a una evaluación constante para programar aumentos o reducciones de animales para efectuar los ajustes. La oferta forrajera fluctúa entre las épocas de lluvia y seca, lo que ocasiona que los animales en algún momento les sobre el alimento y en otros les falte (Casaravilla 2008).

El pastoreo continuo cuando es crónico e intensivo es perjudicial para las plantas porque reduce el área de la hoja necesaria para absorber la radiación fotosintéticamente activa y convertirla en energía química (Caldwell *et al.* 1981; Briske y Richards 1995). Esta reducción en la cosecha de energía se manifiesta en todos los aspectos del crecimiento y la función de las plantas porque la fotosíntesis proporciona la energía total y la Fuente de carbono para el crecimiento. Una reducción crónica e intensa del área foliar fotosintética impacta negativamente en los sistemas de raíces al reducir la energía disponible para soportar la biomasa de raíces existente y la producción de nuevas raíces. La masa de la raíz, el número de rama, la distribución vertical y horizontal de la raíz y la longevidad de la raíz pueden reducirse mediante una defoliación crónica e intensiva (Hodgkinson y Bass Becking 1977). Esto reduce la capacidad de las plantas para acceder efectivamente al agua del suelo y a los nutrientes que a menudo limitan el crecimiento de las plantas en los pastizales (Holechek *et al.* 2001).

B. Descanso

El descanso es una estrategia de mejora de pastizales que involucra el no uso de un área o porción de un área que es utilizada con fines pastoriles durante el periodo de un año o más (Flores 1999). La aplicación del descanso tiene la finalidad de favorecer la estabilidad de la florística al estimular que las plantas claves se recuperen y ha sido sugerido como estrategia para eliminar o reducir los impactos negativos del pastoreo al favorecer la recuperación natural en ecosistemas de pastizal degradados (Yayneshet *et al.* 2009). El descanso-rotación como sistema de pastoreo es una estrategia ideal para mejorar la condición de pastizales pobres y favorecer la conservación de ecosistemas (Flores 1999).

La estrategia del descanso puede llevarse a cabo bajo de forma rotativa sobre un conjunto de cuatro potreros, llamado sistema de pastoreo descanso rotativo (Figura 10), diseñado específicamente para redistribuir la presión de pastoreo (es decir, disponibilidad de forraje / demanda de forraje) en el tiempo y el espacio para cualquier tasa de almacenamiento (es decir, número de animales / área de tierra / tiempo (Heitschmidt y Taylor 1991) para proporcionar un mayor control administrativo sobre la frecuencia, intensidad y uniformidad de la defoliación de las plantas modificando la duración del período de pastoreo (Gillen *et al.* 1990; Derner *et al.* 1994).

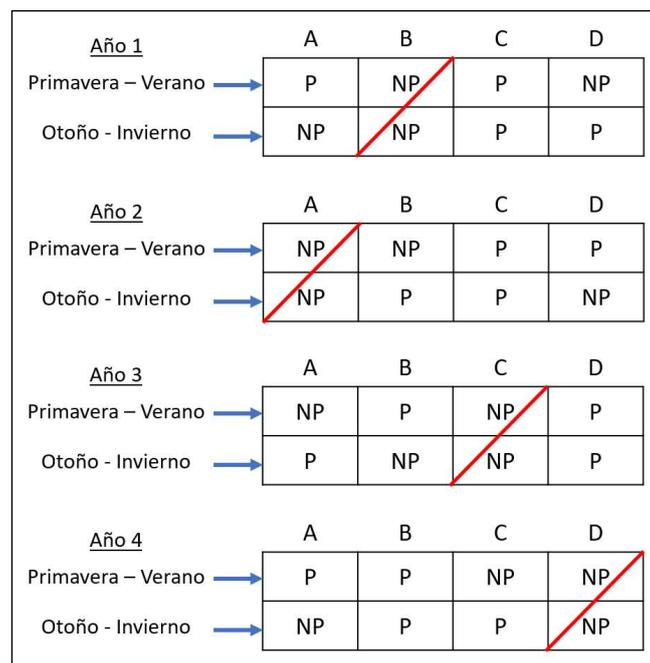


Figura 10. Representación esquemática del sistema de pastoreo descanso-rotativo (2 hatos / 4 potreros).

Fuente: Adaptado de 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 (Yayneshet *et al.* 2009). Aspectos como el tipo de suelo, composición florística y el clima local son determinantes para la mejora efectiva del estatus ecológico del pastizal (Herbel 1983), 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; Brady *et al.* 1989).

C. Pastoreo de Corta Duración

El pastoreo de corta duración fue diseñado para mejorar la condición en pastizales bajo la influencia del pastoreo y ha sido ampliamente utilizado por muchos administradores de pastizales en tierras de pastoreo como resultado de sus beneficios (Savory y Parsons 1980) y su efecto positivo sobre el rendimiento de la vegetación y el ganado (McCollum *et al.* 1999). El pastoreo de corta duración requiere de una división de ocho pasturas a más (Figura 11). Se caracteriza por varios periodos cortos de pastoreo (3 a 5 días) seguidos de periodo de descanso a lo largo de la temporada de crecimiento (45 a 60 días) (Savory 1983).

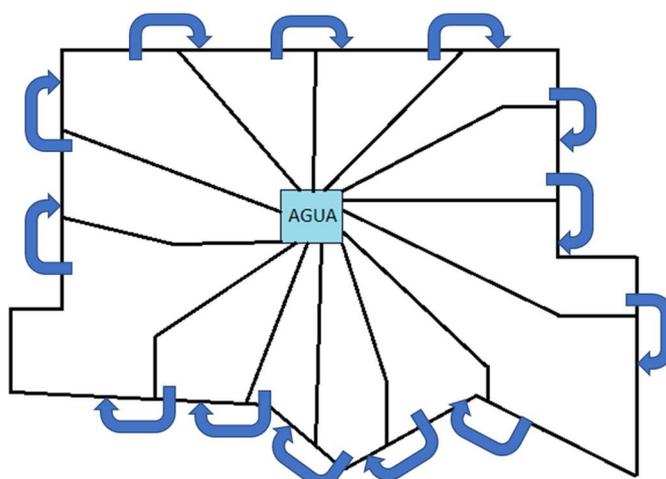


Figura 11. Representación esquemática del sistema de pastoreo corta duración o de rotación rápida. En este ejemplo se muestra un esquema de 1 hato / 13 potreros, con Fuente de agua en el centro. El ganado pastorea cada potrero por un periodo muy corto (4 a 5 días) y regresará al mismo potrero dentro de dos meses después (periodo de descanso: 60 días) Fuente: Adaptado de Savory y Parsons (1980).

Investigaciones encontraron poca diferencia con respecto a la producción de forraje, la cobertura basal de especies deseables de pasto o el rendimiento del ganado en pasturas pastadas con pastoreo diferido, pastoreo corta duración y pastoreo continuo después de 6 años (Hart *et al.* 1988) y 13 años (Manley *et al.* 1997). Los períodos de descanso más largos asociados con un pastoreo de alta intensidad y baja frecuencia parecen ser más efectivos para mejorar la condición del área de pastizal (Thurow *et al.* 1988) y pueden permitir el uso combinado con otras prácticas de mejora del hábitat, como la quema prescrita (Drawe 1988).

Los primeros informes sobre el pastoreo de corta duración (Savory y Parsons 1980; Savory 1983) afirmaron una mayor capacidad de carga al tiempo que aumentan o mantienen la composición deseable de las especies de plantas, la biomasa en pie y el rendimiento del ganado. También se ha informado que el pastoreo de corta duración aumenta el uso y la eficiencia del recurso forrajero disponible al aumentar la densidad de ganado y mejorar la distribución y la uniformidad del pastoreo a través de cercas y puntos de riego adicionales (Scott *et al.* 1993). Con alguna variación en la composición de las especies, el pastoreo de corta duración tiene poco efecto sobre la composición botánica de la comunidad vegetal (Bryant *et al.* 1989). La mayoría de las investigaciones realizadas durante los últimos 30 años han concluido que el pastoreo de corta duración tiene poco o ningún beneficio para el rendimiento del ganado o las características de la vegetación en las tierras altas en comparación con otros métodos de pastoreo (Holechek *et al.* 2000; Briske *et al.* 2011).

D. Pastoreo Diferido

El sistema de pastoreo diferido (Figura 12) es una de las estrategias más importantes para la mejora de pastizales y se define como la postergación o retraso del pastoreo hasta que las plantas claves se hayan diseminado y esparcido por el campo 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 a cinco potreros, de modo que cada uno reciba un pastoreo diferido cada dos años. El pastoreo diferido dentro de los pastizales se rota anualmente para que los diferentes pastos se difieran hasta que las plantas alcancen la madurez reproductiva en cada año (Ash *et al.* 2011). Sin embargo, existen modificaciones de este sistema para la recuperación de campos degradados, en donde las características claves siguen siendo que periódicamente (cada 2 a 4 años) cada potrero recibirá diferimiento dependiendo de la disponibilidad del pasto (Holechek *et al.* 1998).

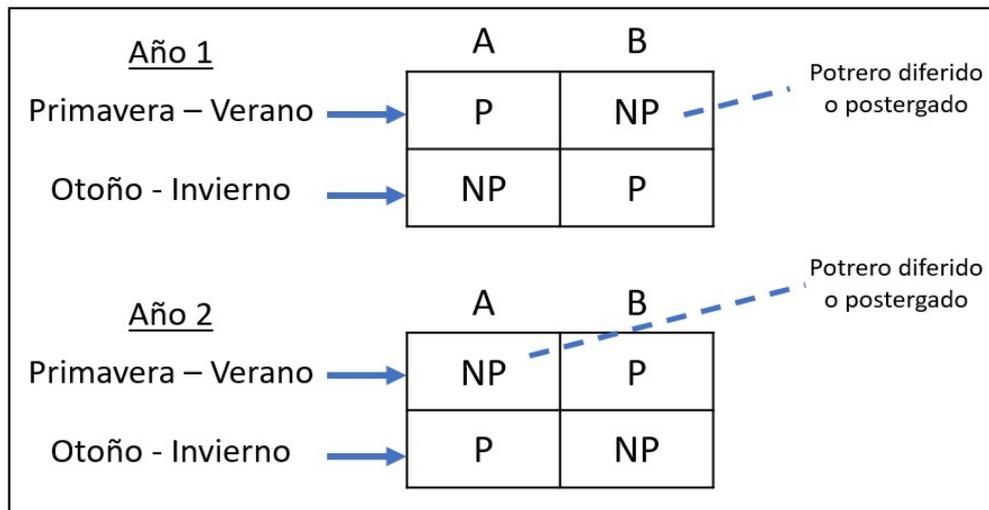


Figura 12. Representación esquemática del sistema de pastoreo diferido (1 hato / 2 potreros). Fuente: Adaptado de Flores (1999).

El beneficio de este sistema consiste en la mejora 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 diferido 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 (Holechek *et al.* 1998). 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 Impacto del Pastoreo sobre el Suelo y la Función Hidrológica del Pastizal

La importancia hidrológica de los pastizales está recibiendo mayor atención a nivel mundial (Rujner *et al.* 2018; Wang *et al.* 2009). El agua es una fuerza importante que influye en los atributos topográficos y funcionales de los paisajes. Esto se debe a: i) La energía cinética del flujo de agua superficial y subterráneo, y de las gotas de lluvia que caen sobre la superficie tiene el potencial de moldear, desprender y traspasar el suelo, haciendo de esta fuerza erosiva uno de los factores más influyentes en la configuración de los paisajes. ii) Las concentraciones de nutrientes dentro de un ecosistema se alteran por la escorrentía que transporta los nutrientes sobre la superficie del suelo y la percolación del agua que transporta los nutrientes a través del perfil del suelo. El estatus hídrico de un pastizal es resultado de complejas interrelaciones de suelo, vegetación, topografía y clima. El balance hídrico de los pastizales está determinado por las características de la precipitación entrante y por el flujo de salida asociado con la escorrentía, la evapotranspiración y el drenaje profundo. La cantidad de agua disponible para la producción forrajera en un pastizal depende de las características de los componentes que afectan el balance hídrico (Thurow 1991).

Las tierras de pastoreo son una Fuente importante de recarga de aguas superficiales y subterráneas, definido como parte de su función hidrológica para la producción y aprovisionamiento de forraje. El mantenimiento o mejora del estatus hídrico, la cosecha de agua y la retención de agua en el suelo son determinantes críticos de la producción sostenida en pastizales a largo plazo, ya que afectan en gran medida la productividad tanto primaria como secundaria (Thurow 1991). El pastoreo con animales es la forma predominante de uso de los ecosistemas de pastizales y es la principal perturbación que influye sobre las tierras de pastoreo, debido a su gran impacto sobre los parámetros del suelo y la vegetación, situación que puede afectar la cantidad y calidad de agua retenida o perdida en una cuenca (Liu *et al.* 2015).

El mayor impacto potencial que tiene el pastoreo en la hidrología de los pastizales son los efectos sobre los parámetros que determinan la tasa de infiltración (en términos generales: estructura del suelo, cantidad de cobertura y tipo de cobertura). El agua que abandonan el sitio de pastizal es un recurso que no estará disponible para la producción futura de forrajes, lo que se traduce en una reducción de la producción de ganado y vida silvestre. La cantidad y calidad del agua derivada de las cuencas hidrográficas de las tierras de pastoreo son determinantes clave del destino de los sectores municipales, industriales y agrícolas de la sociedad y por lo tanto el éxito a largo plazo de cualquier estrategia de manejo de pastizales dependerá de su capacidad y respuesta para mantener o mejorar el estatus hídrico (Thurow 1991).

A. Naturaleza Hídrica de los Pastizales Altoandinos

El ciclo hidrológico constituye una fuerza motriz que mueve, renueva y mantiene en actividad y funcionamiento el ecosistema de pastizal (Lu *et al.* 2011). Los procesos hidrológicos ocurren dentro de los estratos (capas) superiores del suelo del pastizal e incluyen principalmente el contenido de agua del suelo, el almacenamiento de agua del suelo, la retención de agua del suelo, los procesos de infiltración del suelo y la permeabilidad del suelo (Niu *et al.* 2019). Los procesos hidrológicos cumplen un rol importante en la redistribución de la entrada de precipitaciones y el almacenamiento del agua del suelo, afectan profundamente los ciclos biogeoquímicos (Lopes-Mazzetto *et al.* 2018), las condiciones térmicas del suelo (Yin *et al.* 2017), la transpiración de las plantas, la fotosíntesis (Lu *et al.* 2011) e influyen fuertemente en otros procesos como la recarga de aguas subterráneas profundas y la producción de escorrentía superficial (Rujner *et al.* 2018; Wang *et al.* 2009).

Los procesos hidrológicos del suelo están influenciados por factores climáticos y ambientales (Xu *et al.* 2011). Dentro de los factores ambientales que afectan el almacenamiento de agua en el suelo tenemos: a) la existencia de la vegetación y variabilidad en la diversidad de especies de plantas (Kammer *et al.* 2013), debido a que se genera macroporos durante el desarrollo de las raíces y estos macroporos incrementan significativamente la capacidad de infiltración en el suelo (Wu *et al.* 2017), b) las comunidades microbianas, debido a que la microbiota del suelo reduce la densidad aparente favoreciendo la aereación y el tránsito de las moléculas de agua, influyendo positivamente

sobre la infiltración (Allton *et al.* 2007), y, c) el uso de la tierra, debido a que afecta el estatus hídrico del suelo al cambiar las rutas de flujo preferenciales del suelo, la conectividad de macroporos, la densidad aparente del suelo, la biomasa de las raíces, el contenido de partículas finas del suelo, etc. (Toohey *et al.* 2018).

El pastoreo puede afectar directamente la capacidad de retención de agua al afectar la evapotranspiración y el almacenamiento de agua en el suelo (Bresloff *et al.* 2013). La alteración de la evapotranspiración se debe principalmente al cambio en la estructura de la comunidad vegetal en respuesta a la defoliación. Un efecto directo es la disminución de la transpiración de las plantas al reducir el área de la hoja e incrementar la evaporación al exponer más de la superficie del suelo (Wang *et al.* 2016). En pastizales, la aplicación de malas prácticas de manejo genera una alteración de estos procesos hidrológicos, en respuesta a la degradación de la vegetación y los suelos (Knopf 1994; Frank *et al.* 1998) Estas alteraciones tienen consecuencias negativas para la regulación del ciclo hídrico (Archer *et al.* 2001) y, en última instancia, ocasionan una reducción en la resiliencia del ecosistema (Peterson *et al.* 1998).

Investigaciones realizadas en ecosistemas de pastizales coinciden en que la mejora o el mantenimiento de la función hidrológica sólo es posible si hay una cobertura vegetal adecuada y una composición de especies diversas de plantas para proporcionar protección al suelo (Snyman 2003; Teague *et al.* 2011). La mejora de la función hidrológica de un ecosistema de pastizal se puede obtener indirectamente incrementando las tasas de infiltración, debido a que se favorece el ingreso del agua para la recarga de acuíferos y el flujo de agua necesario para su posterior retención en el suelo (Thurow 1991; Belsky *et al.* 1993). Por lo tanto, el éxito a largo plazo de cualquier estrategia de mejora en pastizales dependerá de cuán bien se equilibre el aumento de la eficiencia de la cosecha de ganado, que reduce la cobertura herbácea y la biomasa, con la necesidad de mantener las propiedades químicas, físicas e hidrológicas del suelo (Snyman 2003; Teague *et al.* 2011).

B. Efecto del Pastoreo sobre la Función Hidrológica

Numerosos estudios han demostrado que los efectos ambientales negativos del pastoreo sobre la función hidrológica de los pastizales, afectando la calidad y cosecha de agua (Gifford y Hawkins 1978). El pastoreo con ganado tiene un fuerte efecto supresor en el

comportamiento hidrológico de los ecosistemas de pastizales, sobre todo si esta se realiza con una alta densidad animal por superficie (alta intensidad de pastoreo) (Byrnes *et al.* 2018). El pastoreo puede alterar negativamente el estatus hídrico de un área sólo cuando la intensidad del pastoreo ha sido lo suficientemente grande como para: (1) reducir la protección que ofrece la vegetación (cobertura vegetal) por debajo de un nivel crítico, (2) reducir o dispersar el mantillo o evitando que la comunidad vegetal produzca y mantenga la cobertura de mantillo, y / o (3) compactando el suelo, es decir alteran significativamente las características estructurales del suelo, particularmente las relacionadas con la porosidad del suelo (Busby y Gifford 1981), pero esto depende del tipo de herbívoro que pastorea y la productividad del sitio (Eldridge *et al.* 2017).

El impacto del pastoreo intenso ocurre principalmente en la superficie y/o en las porciones cercanas a la superficie del suelo en pastizales, alterando procesos hidrológicos claves como intercepción, infiltración, escorrentía, recarga de aguas subterráneas y evapotranspiración (Busby y Gifford 1981). Durante el pastoreo intenso, la afectación de las propiedades del suelo es debido principalmente por la acción física de las pezuñas de los animales cuando se aplica una alta presión al suelo (Busby y Gifford 1981). Existe un impacto directo del casco del animal sobre el pastizal durante el pisoteo y a medida que aumenta la densidad o carga animal no sólo causa daños a las plantas, sino también a las propiedades físicas del suelo (Watkin y Clements 1978), ocasionando principalmente problemas de compactación (Edmond 1974; Brown y Evans 1973). Un suelo compactado tiene baja aireación y su capacidad de retención de agua se empobrece (Peco *et al.* 2017).

La extensión de esta compactación dependerá del estado del suelo y también de la magnitud de la carga aplicada. Las investigaciones de Tanner y Mamaril (1959), Federer *et al.* (1961) y Edmond (1974), al estudiar el efecto del pastoreo sobre la función hidrológica en pastizales, demostraron que la pisada de animales produjo una compactación del suelo evaluado a través del incremento de la densidad aparente, lo cual aumentó la resistencia a la penetración del agua y disminuyó la permeabilidad al aire, por la reducción del espacio poroso. Al respecto, McCalla *et al.* (1984) señaló que una alta densidad aparente se asocia con una obstrucción física de los poros del suelo y causar una reducción en la infiltración y un aumento en la producción de sedimentos (Warren *et al.* 1986). Finalmente, Lull (1959) demostró que el pisoteo del ganado compacta los 15 cm superiores del suelo y ejerce una presión equivalente a la generada por tractores pesados.

C. Respuesta Hidrológica del Pastizal a los Sistemas de Pastoreo

Es conocido que los sistemas de pastoreo generan impacto sobre las cuencas hidrográficas (Busby y Gifford 1981). El manejo del pastoreo ha sido descrito como el eje central del manejo hidrológico en las cuencas hidrográficas, lo cual implica la selección del número y los tipos de animales de pastoreo y su distribución a lo largo del espacio y el tiempo (Lewis 1969). La evidencia científica sugiere que el estatus hídrico de una cuenca hidrográfica se puede mantener o mejorar, independientemente del sistema de pastoreo, bajo una intensidad de pastoreo ligera o moderada, y restablecer mediante prácticas que conlleven a la recuperación y/o restablecimiento de la vegetación como, por ejemplo, la aplicación del descanso (Thurow *et al.* 1986). Investigaciones realizadas en pastizales, demostraron que los parámetros hidrológicos pueden alterarse y responder favorable o desfavorablemente a las diversas situaciones de manejo del pastoreo. Al respecto, la mayoría de los estudios hidrológicos han comparado los impactos del pastoreo intenso con una situación de no pastoreo (Busby y Gifford 1981).

Está demostrado que independientemente del sistema de pastoreo, si este se realiza con una alta intensidad de carga (capacidad de carga o densidad animal por unidad de superficie) se puede afectar la respuesta hidrológica del pastizal, debido principalmente a la reducción de la cobertura vegetal por su influencia directa sobre la infiltración y almacenamiento hídrico (Love 1958). Por ejemplo, Busby y Gifford (1981) reportaron que el pastoreo intensivo eliminó la influencia positiva de las gramíneas en las características hidrológicas de una cuenca después de 22 meses, asimismo, el pastoreo de corta duración redujo significativamente la tasa de almacenamiento hídrico recomendada en pajonales. Gifford y Hawkins (1976) encontraron que pastizales utilizados bajo un sistema de rotación diferida fueron hidrológicamente similares a campos con exclusión total del ganado. De igual modo, los pastizales pastoreados con un sistema de alta intensidad y baja frecuencia fueron hidrológicamente mejores a los pastoreados bajo un pastoreo continuo. Por el contrario, el pastoreo de corta duración, utilizados al doble de la tasa recomendada, fueron similares al pastoreo continuo intenso desde el punto de vista hidrológico (McCalla 1982).

El pastoreo continuo pesado generalmente es perjudicial para las características hidrológicas del suelo, mientras que los efectos del pastoreo continuo moderado o ligero son significativamente menos nocivos y con frecuencia no son significativamente diferentes

entre sí (Blackburn 1984; Gifford y Hawkins 1978). Las revisiones previas de los impactos de los sistemas de pastoreo en las características de las cuencas hidrográficas han concluido que no hay ventajas consistentes que se puedan obtener mediante la implementación de sistemas de pastoreo especializados (Blackburn 1984; Gifford y Hawkins 1976). Por lo tanto, independientemente del sistema de pastoreo utilizado, el uso de una alta densidad animal por un periodo prolongado, el resultado siempre será el deterioro hidrológico del pastizal (Willms *et al.* 1990).

Thurow *et al.* (1986) reportaron que cuando una perturbación (por ejemplo, pastoreo intensivo o continuo por periodos prolongados) produce una degradación del ecosistema en niveles que superan el umbral crítico, la erosión continúa a un ritmo acelerado tal que no puede revertirse mediante el proceso natural de revegetación y estabilización del suelo, incluso si se corrige la causa inicial de la perturbación. A medida que aumentan la escorrentía y la erosión del suelo, se retiene menos agua y menos nutrientes para mantener el nivel de crecimiento de las plantas necesario para la protección del suelo superficial. Las plantas que crecen son más escasas y, por lo tanto, reciben un mayor foco de presión continua de pastoreo. El microclima se deteriora, lo que lleva a una menor actividad de microorganismos necesaria para la formación de agregados del suelo y un entorno más severo para la germinación. Estos factores contribuyen a que el suelo esté aún más expuesto al impacto de las gotas de lluvia y vientos fuertes, lo que acelera aún más la escorrentía superficial y la erosión. Este patrón en espiral de deterioro eventualmente resulta en desertificación (Figura 13).

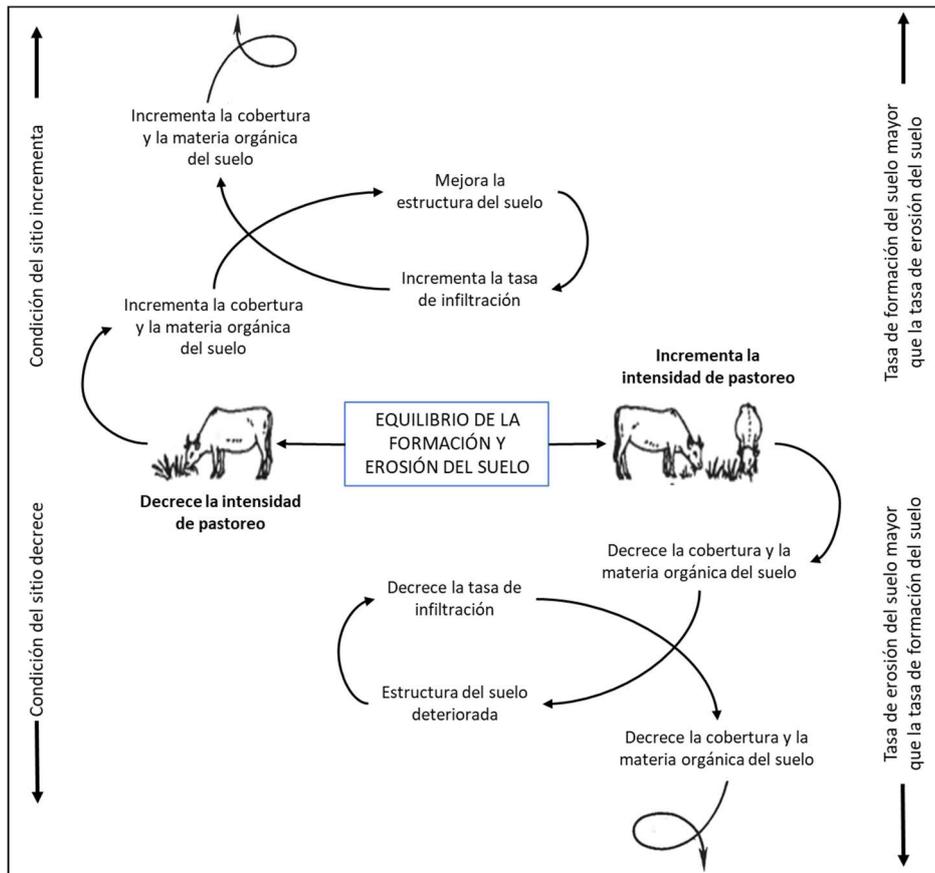


Figura 13. Vía conceptual de cambios en la condición hidrológica de un sitio.
Fuente: Adaptado de Thurow *et al.* (1986).

D. Factores que influyen en las tasas de infiltración en tierras de pastizales

La infiltración es el proceso por el cual el agua ingresa al suelo y la tasa de infiltración es la cantidad de agua absorbida en el suelo por unidad de tiempo (McCalla *et al.* 1984). La tasa de infiltración varía naturalmente en el tiempo y el espacio debido a las variaciones normales en el clima, la vegetación, la intensidad y duración del pastoreo con ganado (McCalla *et al.* 1984). La literatura señala que el estudio de la tasa de infiltración es importante y crucial en la determinación del estatus hídrico de un ecosistema de pastizal, pues este proceso influye directamente sobre la cantidad de agua disponible en el suelo necesaria para la filtración profunda, para la recarga de acuíferos subterráneos, para mantener la humedad del suelo y para el crecimiento de las plantas (Busby y Gifford 1981; Javier *et al.* 2018). La forma de crecimiento y el tipo de vegetación es un determinante importante de la tasa de infiltración y la erosión del suelo. Las tasas de infiltración son generalmente más altas y la erosión del suelo más baja en ecosistemas dominados por árboles y arbustos, seguidos en orden decreciente por pastos de porte alto (gramíneas altas), pastos de porte medio y bajo (césped de puna o tundras) y suelo desnudo (Blackburn 1975; Thurow *et al.* 1986).

Las plantas en pie y la cobertura vegetal se relacionan positivamente con la tasa de infiltración (Blackburn 1984; McGinty *et al.* 1978). Por ello, cualquier modificación en las prácticas de manejo de pastizales que conlleve a la reducción de la cubierta vegetal, frecuentemente resulta en una disminución de las tasas de infiltración y un aumento de la erosión (Hanson *et al.* 1970). Al respecto, McCalla *et al.* (1984) reportaron que las variables que ejercieron la mayor influencia sobre la tasa de infiltración fueron la cobertura vegetal total ($r = 0.57$), la biomasa del pastizal en pie ($r = 0.56$), la cobertura de pastos de porte medio ($r = 0.55$), la rugosidad superficial ($r = 0.53$), el suelo desnudo ($r = -0.48$), la densidad aparente entre 0-3 cm ($r = -0.42$), la estabilidad de agregados ($r = 0.37$), la materia orgánica del suelo ($r = 0.30$) y la cubierta de rocas ($r = -0.31$). Para Busby y Gifford (1981) el orden de importancia fue la densidad aparente entre 0-3 cm, la biomasa del pastizal en pie, el suelo desnudo y la cubierta rocosa.

Los pastizales se consideran ecosistemas limitados por el agua, principalmente debido a una infiltración deficiente y / o alta evapotranspiración y ambos procesos se ven afectados por el pastoreo (Busby y Gifford 1981). La literatura está llena de ejemplos adversos del pastoreo intenso sobre la reducción de las tasas de infiltración, debido a sus efectos potenciales sobre las propiedades físicas del suelo cercano a la superficie (Abdel-Magid *et al.* 1987; Javier *et al.* 2018). La reducción de las tasas de infiltración como resultado del pastoreo del ganado se atribuyeron a: (1) pérdida de la cubierta vegetal, (2) disminución de la cubierta de mantillo, (3) disminución de las cantidades de cultivos en pie y mantillo, (4) aumento del suelo desnudo, y (5) aumento de la densidad aparente como resultado del pisoteo (Blackburn *et al.* 1982; McCalla *et al.* 1984).

Una alta capacidad de carga es perjudicial para la capacidad de infiltración del suelo independientemente del sistema de pastoreo en uso (Weltz 1983; Javier *et al.* 2018), respuesta que varía en función del nivel de eliminación de la cubierta vegetal protector del suelo y de la intensidad del pisoteo (Blackburn *et al.* 1982). Gifford y Hawkins (1978) al comparar una situación con y sin pastoreo, reportaron que el pastoreo intenso tiene un impacto negativo sobre la infiltración, al demostrar que el pastoreo intenso redujo las tasas de infiltración a la mitad de las tasas medidas para un campo sin pastoreo y que un pastoreo leve o moderado es capaz de reducir las tasas de infiltración en aproximadamente 3/4 de una situación sin pastoreo. Wood y Blackburn (1981) encontraron que las tasas de infiltración de pastizales pastoreados bajo un sistema de rotación diferida fueron similares a un sistema

de exclusión del ganado (descanso) y que las tasas de infiltración encontradas en un pastizal pastoreado bajo un sistema de alta intensidad y baja frecuencia fue similar a un pastoreo continuo con intensidad moderada. Savory y Parsons (1980) reportaron que el pastoreo de corta duración aumentó los niveles de infiltración de agua en el suelo en comparación con el pastoreo continuo. En el estudio de Warren *et al.* (1986), el pastoreo de corta duración aplicado con una alta carga animal progresivamente redujo la infiltración y aumentó la erosión en comparación con un control sin pastoreo (descanso).

2.3 COMPOSICIÓN DE LA DIETA Y NUTRICIÓN EN LOS SISTEMAS DE PASTOREO

Los pastizales de la zona altoandina contienen una amplia variedad plantas que son la fuente predominante de alimento para los sistemas productivos ganaderos (Wang y Ba 2008). Sin embargo, la variación del clima local durante el día y los cambios de estacionalidad producen fluctuaciones muy marcadas en su disponibilidad y calidad. Al respecto, especialistas recomiendan que para lograr un equilibrio entre los requerimientos del ganado y los del ecosistema del pastizal, el aprovechamiento del forraje debe realizarse bajo el empleo de sistemas de pastoreo. El sistema de pastoreo tiene influencia sobre la selectividad animal y la composición botánica de la dieta, esto porque la división de un campo, en dos o más potreros, necesariamente da lugar a incrementos en el número de animales por unidad de área, es decir mayor densidad de pastoreo (Flores y Oscanoa 1992).

2.3.1 Composición Botánica de la Dieta

Los vacunos son animales clasificados como pastoreadores, es decir el alimento que consumen se compone de forrajes, principalmente gramíneas de alta densidad, que permanecen mayor tiempo en el tracto digestivo y por tal razón poseen una tasa de pasaje bastante lenta respecto de otros rumiantes (Hodgson 1985; Dudzinski y Arnold 1973). Mayores volúmenes ruminales y tasas de pasaje lenta son factores que tienen relación con la degradación y absorción del alimento ingerido, lo cual es favorecido por tiempos de pastoreo (hasta 12 horas) y de rumia (hasta 8 horas) durante el día (Hodgson *et al.* 1991). El ganado bovino tiene la capacidad de consumir un mayor número de partes estructurales y de materia seca de las plantas, proveniente principalmente de gramíneas de porte alto, debido a la necesidad de satisfacer la capacidad de llenado del rumen, lo que los hace más eficientes en

el aprovechamiento de material vegetal con características toscas, fibrosas y voluminosas comparado con los rumiantes menores (Olson *et al.* 1989; Van Soest 1996). Este comportamiento hace que los vacunos sean menos selectivos durante el pastoreo, es decir consumen una dieta compuesta casi idénticamente a la encontrada en el campo de pastoreo (Illius y Gordon 1987).

Asimismo, el hábito de alimentación del vacuno, que al ser un animal grande y con tamaño de bocados grandes, su mecanismo de aprehensión del forraje no le permite ser selectivo respecto del material vegetal que consumen y esto determina la preferencia por el estrato alto de la vegetación (Dudzinski y Arnold 1973). En el caso de los vacunos, numerosos estudios reportaron que las gramíneas de porte alto son las más preferidas comparativamente con respecto a las gramíneas de porte bajo y otros funcionales como pseudogramíneas, hierbas y arbustos (Minson 1981). Sin embargo, expertos señalan que la estacionalidad de los pastizales tiene influencia sobre la composición de la dieta de los vacunos y reportan mayores niveles de selección de hierbas y especies de porte bajo en la dieta en la época seca y también que es posible encontrar una alta proporción de hierbas en la dieta de vacunos cuando su disponibilidad es alta.

Al respecto, Rutter (2005) al estudiar la preferencia de vacunos en pastoreo libre encontró que consumen dietas mixtas consistentes en gramíneas y leguminosas, y que pueden diferir en cuanto a su preferencia por consumir determinadas especies o partes de plantas. Van Dyne y Breymeyer (1980) señalaron que la estructura botánica más seleccionada por vacunos al pastoreo son las hojas y la dieta estuvo conformada por 71.5 por ciento de gramíneas, 14.6 por ciento de hierbas de hojas anchas y 13.5 por ciento de arbustos respectivamente. La composición botánica de una dieta en pastoreo depende de factores externos e intrínsecos del animal, que modulan el comportamiento de selectividad y de consumo cuando existe diversidad de plantas en los sitios de pastoreo (Hodgson y Eadie 1986). Debido a la diversidad vegetal que pueden consumir los animales, estos han creado adaptaciones anatómicas (estructura de los órganos de aprehensión) y fisiológicas (adaptaciones metabólicas) (Hodgson 1982).

Los sistemas de pastoreo tienen influencia sobre la selección y composición de la dieta, la cual es el medio por el que un animal en pastoreo busca cubrir sus requerimientos nutricionales desde una pastura heterogénea, y puede ser considerada como una adaptación

del comportamiento frente a variaciones en el medio ambiente nutricional (Balph y Balph 1986). Bajo condiciones naturales, estas variaciones responden a dos orígenes: a la diversidad de especies de la pastura, que ofrecen un rango de valores nutritivos y hábitos de crecimiento, lo que afecta su preferencia como forraje, y a la magnitud de la defoliación que se imponga, lo que influencia el patrón estacional de digestibilidad y la acumulación de material senescente de la pastura (Flores y Oscanoa 1992). La importancia del proceso de selección de la dieta en pastoreo radica en el impacto que tiene sobre el sistema ecológico de la pastura, y en que la posibilidad o no afecte la ingesta total de nutrientes, al variar la cantidad y la calidad del forraje consumido (Hardoy y Danelón 1989).

En la Figura 14 se resumen en forma esquemática los diferentes factores que determinan el nivel de éxito del consumo, en donde tanto las características de las plantas como los factores individuales y sociales influyen sobre la tasa de consumo y los patrones de movimiento en las áreas de consumo (estación de pastoreo). El éxito del consumo determinará la dinámica poblacional, las interacciones entre plantas y herbívoros y la heterogeneidad del paisaje. Todo en conjunto es lo que determina finalmente la composición y el valor nutritivo de la dieta en animales al pastoreo (Searle y Shipley 2008).

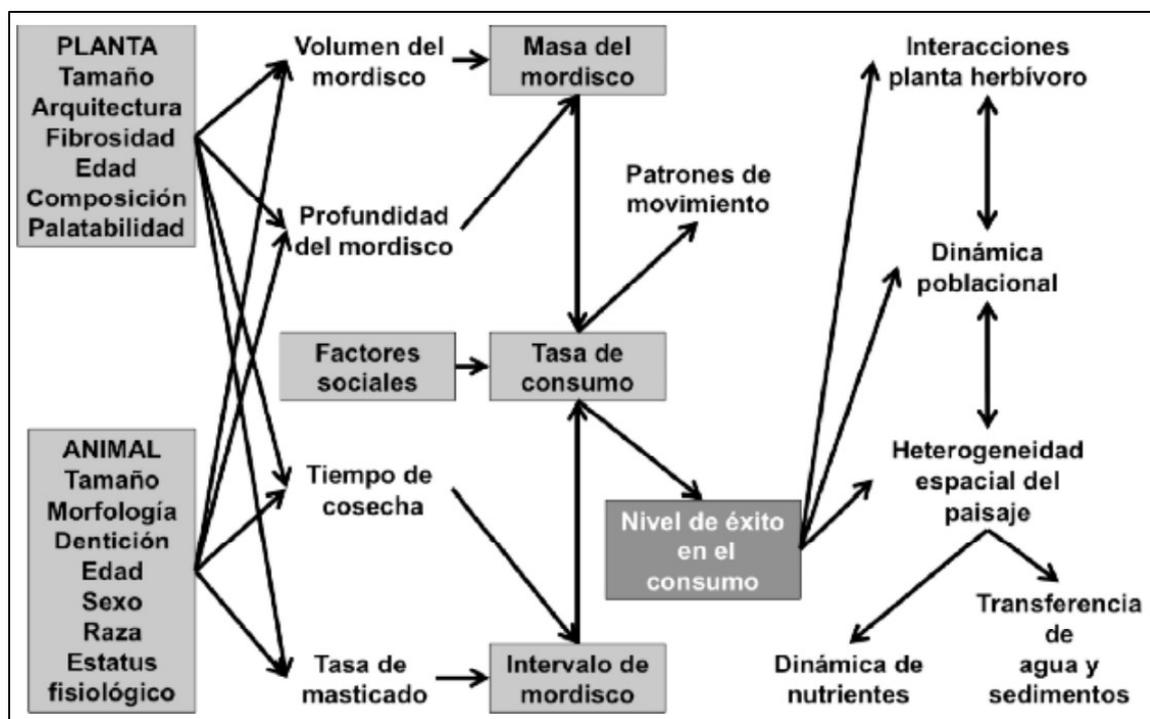


Figura 14. Modelo de las relaciones entre las características de las plantas, el comportamiento de consumo y el escalamiento hasta nivel ecosistémico. Fuente: Adaptado de Searle y Shipley (2008).

Los factores que afectan el comportamiento de consumo y selectividad pueden clasificarse en: (1) propios del animal (especie, raza, sexo, peso, estado fisiológico, salud, condicionamientos y tiempos de consumo) (Hodgson 1985), (2) factores sociales (densidad de animales y jerarquías) (Jarman y Sinclair 1979), y (3) factores del hábitat (estructura de las pasturas, densidad de especies de plantas, facilidad de acceso a los forrajes y estaciones) (Jamieson y Hodgson 1979).

2.3.2 Valor Nutritivo de la Dieta

La dieta de los animales al pastoreo se compone de plantas y su valor nutritivo debe reflejar su capacidad de satisfacer los requerimientos del animal para un objetivo de producción en particular (Mc Donald 1999). El valor nutritivo es función del consumo de nutrientes y de la eficiencia de conversión de los nutrientes ingeridos para transformarlos en producto animal. A su vez, el consumo de nutrientes es el producto de la cantidad de forraje consumido y la concentración de nutrientes en ese forraje, y la eficiencia de conversión de nutrientes en producto animal comprende las eficiencias en los procesos digestivos y metabólicos (Hodgson 1990). La calidad de los pastos constituye la base de la alimentación del ganado en pastoreo, debido a que son la Fuente de nutrientes más económica y la mejor adaptada a los requerimientos fisiológicos de los rumiantes (Trujillo y Uriarte 2011).

El valor potencial de los pastizales para aportar distintos nutrientes puede determinarse mediante al análisis químico, pero el valor real para los animales sólo puede conocerse después de tener en cuenta las pérdidas inevitables que se producen durante la digestión, absorción y metabolismo (Mc Donald 1999; Trujillo y Uriarte 2011). El valor nutritivo de una dieta de animales al pastoreo dependerá de la calidad nutricional del forraje, principalmente del contenido de energía y proteína que pueda ofrecer al animal (Mc Donald 1999). Sin embargo, factores como la digestibilidad de la materia seca, digestibilidad de la materia orgánica y la composición de la fibra, bajo la forma de fibra detergente neutro (FDN) o ácido (FDA), también contribuyen a una mejor explicación del valor nutritivo de una dieta en pastoreo (Minson 1990; Mc Donald 1999). Las praderas altoandinas muestran una gran variación en su valor nutritivo según sus distintas etapas de crecimiento y en las diferentes porciones de la planta, al respecto Flores *et al.* (2009) señaló que estas diferencias se deben a las variaciones en las condiciones ambientales (suelo, clima), a la variada composición botánica del pastizal y al manejo que realiza el ganadero.

A. Digestibilidad de la Materia Seca y Orgánica

La digestibilidad de un alimento se define como la cantidad de nutrientes que no se excreta en las heces y que, por tanto, se considera absorbida por el animal (Minson 1990; Mc Donald 1999). La materia seca está conformada por una parte orgánica y una parte inorgánica, en donde la fracción orgánica está constituida por proteína, lípidos, vitaminas, carbohidratos, ácidos nucleicos y ácidos orgánicos. El componente inorgánico está formado por minerales, principalmente potasio y silicio, sin embargo, la mayoría de los compuestos orgánicos contienen minerales como componentes estructurales, por ejemplo, las proteínas poseen azufre, y muchos lípidos, poseen carbohidratos y fósforo (Mc Donald 1999).

En las plantas, la digestibilidad de la materia seca y orgánica está dada en función de la composición celular, las cuales están constituidas por una fracción correspondiente al contenido celular y otra a la pared celular. El contenido celular posee una digestibilidad casi total, siendo en promedio del 98%. Mientras que, la pared celular posee una digestibilidad muy variable, que se manifiesta en función de la proporción en que se encuentren sus componentes: hemicelulosa, celulosa y lignina. Estos tres elementos químicos constituyen en conjunto la fibra vegetal, siendo su cantidad tanto como su calidad lo que más afecta la digestibilidad de la materia seca y orgánica (Van Soest 1996).

El estado de madurez del pastizal al momento del pastoreo también afecta la digestibilidad y por ende el valor nutritivo de una dieta de animales (Trujillo y Uriarte 2001). La cantidad de materia seca y las sustancias indigestibles incrementan con el avance del ciclo biológico de la planta, y por tanto este aumento produce mayor resistencia a la degradación ruminal y una mayor dureza frente a la masticación. Esto produce que el rumen se vacíe más despacio, y en consecuencia una menor digestión. La digestibilidad de una planta varía mucho según la relación hoja/tallo, debido a que los tallos contienen más fibra que las hojas (digestibilidad de hojas 80-90%, mientras que en los tallos es 50-70%). Puesto que la relación hoja/tallo se reduce con la edad, la digestibilidad de la planta también se reduce con la madurez (Van Soest 1996). Factores como el clima, edáficos, plagas, enfermedades y el manejo al pastoreo también influyen sobre la digestibilidad del pasto (Rotz y Muck 1994).

B. Fibra Cruda y las Fracciones de la Pared Celular

El término fibra cruda se usó ampliamente hasta hace poco tiempo en la nutrición animal y comprende a todas aquellas sustancias orgánicas no nitrogenadas, que no se disuelven tras hidrólisis sucesivas; una en medio ácido y otra en medio alcalino. La fibra es el conjunto de filamentos constituidos por carbohidratos, que se componen de un entramado tridimensional de celulosa, hemicelulosa y lignina (Mc Donald 1999). En los pastos, los carbohidratos son los componentes estructurales y de reserva más abundantes, y que además proveen la mayor Fuente de almacenamiento de energía, en forma de fructosanos y almidón (Mc Donald 1999). La fibra son una parte importante en las dietas de vacunos al pastoreo, debido a que estimulan la rumia y la salivación, manteniendo los niveles de pH adecuados en el rumen y el tracto digestivo. De ese modo facilita el crecimiento de una flora ruminal equilibrada y favorece la síntesis de ácidos grasos volátiles, precursores de muchos compuestos orgánicos y la grasa de la leche (Olson *et al.* 1989).

Los análisis que se utilizan en la actualidad para estudiar los componentes de la fibra en las plantas son los propuestos por Van Soest, los cuales permiten separar el contenido de la pared celular en tres fracciones: Fibra detergente neutro (FDN), Fibra detergente ácido (FDA) y Lignina detergente ácido (LDA) (Van Soest 1963a; Van Soest 1963b). La fibra detergente neutro contiene los componentes de la pared celular de las plantas: celulosa, hemicelulosa y lignina, donde no necesariamente un alto valor de FDN implica un alimento más fibroso, todo depende de su composición química, grado de lignificación y del tamaño de las partículas. El valor de la fibra detergente ácido hace referencia a las porciones de la pared celular de la planta que están compuestas de celulosa y lignina. Lignina detergente ácido es el remanente de lignina pura que queda finalmente en el alimento y está relacionado con su indigestibilidad en pruebas biológicas (Van Soest *et al.* 1991).

La **celulosa** es el polisacárido más abundante del reino vegetal, que forma la estructura fundamental de las paredes celulares de las plantas. Es un compuesto de alto peso molecular, en la que la unidad que se repite es la celobiosa, unidos por enlaces β -glucosa 1,4 y en los vegetales forman cadenas de celulosa de modo ordenado para dar lugar a ensamblajes compactos (microfibrillas) que se mantienen unidos mediante puentes de hidrógenos inter e intramoleculares. La celulosa de la pared celular de los vegetales se encuentra estrechamente

unida, física y químicamente a otros componentes, en especial a las hemicelulosas y la lignina (Mc Donald 1999).

Las **hemicelulosas** son polisacáridos de la pared celular solubles en álcalis, que están estrechamente relacionados con la celulosa. Estructuralmente, las hemicelulosas están compuestas principalmente por moléculas de D-glucosa, D-galactosa, D-manosa, D-xilosa y L-arabinosa en distintas combinaciones y con diversos enlaces glucosídicos, que también pueden contener ácido urónicos. Las hemicelulosas de las gramíneas contienen una cadena principal de xilano, constituida por moléculas de xilosa con enlaces β -glucosa 1,4 con cadenas laterales que incluyen ácido metilglucorónico y, frecuentemente, glucosa, galactosa y arabinosa (Van Soest *et al.* 1991; Mc Donald 1999).

La **lignina** que no es un carbohidrato confiere resistencia química y biológica a la pared celular y resistencia a las plantas. Es un polímero formado a partir de tres derivados del fenilpropano: alcohol cumarílico, alcohol coniferílico y alcohol sinapílico. La molécula de lignina está constituida por numerosas unidades de fenilpropano agrupadas en una compleja estructura entrecruzada. La lignina tiene especial importancia en la nutrición animal por su gran resistencia a la degradación química. La incrustación física de las fibras vegetales en la lignina las hace inaccesibles a las enzimas que podrían digerirlas. Está comprobado que existen fuertes enlaces químicos entre la lignina y la mayoría de los polisacáridos vegetales, así como con las proteínas de la pared celular, que impiden la digestión de estos productos. Los productos leñosos, heno muy maduros y pajas, son ricos en lignina, y, por tanto, su digestibilidad es baja, a menos que se sometan a tratamientos químicos que rompan los enlaces existentes entre la lignina y los carbohidratos (Mc Donald 1999).

C. Proteína Cruda o Bruta

Proteína cruda o proteína bruta es una medida común en la ciencia de los alimentos y la crianza de animales, que hace referencia a la cantidad de nitrógeno que contiene un alimento multiplicado por el factor empírico 6.25, método más utilizado para la medición del nitrógeno orgánico total propuesto por Kjeldahl (AOAC 1984). La palabra cruda refiere a que no todo el nitrógeno en el alimento está en forma de proteína, es decir que estas mediciones incluyen tanto el nitrógeno de proteínas, así como Fuentes de nitrógeno no proteico que se originan de moléculas tales como creatina y urea. La proteína cruda se

diferencia de una proteína verdadera en que la segunda medición cuantifica el contenido real del nutriente y excluye el nitrógeno no proteico. En el caso de los rumiantes, estos adquieren nitrógeno de diversas Fuentes, como ácidos nucleicos, nitratos, nitritos, amoníaco y urea (Mc Donald 1999).

Las proteínas son compuestos orgánicos complejos, de alto peso molecular. Al igual que los carbohidratos, contienen carbono, hidrógeno y oxígenos, pero, además todas contienen nitrógeno y, generalmente azufre. Las proteínas se encuentran en todas las células vivas, estando estrechamente relacionadas con las actividades que constituyen la vida de la célula (Mc Donald 1999). En las plantas, las proteínas son el principal compuesto nitrogenado, seguido de ácidos nucleicos, ácidos orgánicos y vitaminas. La cantidad de proteínas en la materia seca vegetal varía según el estado fenológico de la planta, siendo más elevado cuando éstas son jóvenes y desciende a medida que las mismas maduran (Bernardis *et al.* 2005).

En una dieta de animales al pastoreo, el contenido de proteínas de la dieta depende principalmente de las especies que componen el pastizal, siendo más abundantes en aquellos grupos funcionales con menor contenido de lignificación, en el orden de bofedales, pajonales, césped de puna y arbustales. Asimismo, dentro de la estructura de la planta, las proteínas se concentran en mayor proporción en los tejidos tiernos, brotes y hojas. En pastizales los mayores niveles de proteína cruda son reportados en primavera y a medida que avanza el otoño e invierno, las plantas maduran incrementando el contenido de pared celular y disminuyendo el de proteína. En pastizales altoandinos tipo pajonal, se reportó que el nivel de proteína cruda varía desde 3 a 6 % en época seca y puede alcanzar hasta un 12 a 15% en época lluviosa, dependiendo de la composición de las plantas y el nivel de proteína cruda limita el consumo de forraje durante el pastoreo (Mufarrege *et al.* 1992; Sampedro *et al.* 2004).

2.3.3 Respuesta Animal

La cantidad de materia seca de forraje consumida es el factor más importante que regula la producción de rumiantes bajo sistemas de pastoreo. Así, Allison (1985) señaló que el valor de un forraje en la producción animal depende más de la cantidad consumida que de su composición química. Asimismo, Chávez (1995) justifica la realización de estudios

tendientes a analizar el consumo voluntario de forraje en el hecho de que el estado nutricional del animal en pastoreo puede verse más afectado por una disminución en el consumo, que por el bajo valor nutricional del forraje; de tal manera que, si pudiera manipularse la cantidad consumida por el animal, sería posible mejorar el estado nutricional del ganado, incrementando por lo tanto sus índices de productividad.

NRC (1987) recomendó predecir o estimar el consumo voluntario para determinar la proporción de sus requerimientos que pueden ser cubiertos vía forrajes de baja calidad y así la cantidad de concentrado suplementario necesario por día podría ser calculada. El NRC (1987) también señaló que, en el negocio de la producción animal, las utilidades dependen enormemente del éxito en la habilidad para maximizar el consumo de alimento y por lo tanto, es esencial comprender los factores que influyen sobre el consumo de alimento. El consumo final diario de alimento por un animal en pastoreo es el resultado de la integración de una gran variedad de estímulos por el sistema nervioso central, y sus mecanismos de regulación son muy complejos, por lo que algunos de estos procesos aún no se conocen totalmente (Freer 1981).

Existen varias revisiones que documentan los factores que controlan el consumo voluntario de forraje (Minson 1990; Chávez 1995) coincidiendo en dos teorías responsables de la regulación del consumo: la teoría física, relacionada con la capacidad del tracto digestivo, y la teoría quimostática, basada en la densidad calórica de la dieta. Se han reconocido cuatro aspectos básicos que se deben tomar siempre en cuenta para determinar el consumo voluntario de forraje en vacunos al pastoreo: los requerimientos del animal, el contenido nutricional de los alimentos, su digestibilidad y la cantidad consumida por el animal (Minson 1990; Chávez 1995). Teóricamente, un animal debe consumir hasta satisfacer sus requerimientos nutricionales, pero el consumo total es limitado por factores físicos y fisiológicos del animal y la planta, estrategias de manejo de plantas y animales y factores ambientales (Mejía 2002).

Mc Clymot (1967) sugirió el marco conceptual para examinar las posibles interacciones entre el control físico, metabólico y de comportamiento, bajo condiciones pastoriles. Se encontró que las interacciones entre el comportamiento del animal en pastoreo, y el medio en que vive, pueden tener un profundo efecto, tanto sobre la pastura como sobre los animales que la consumen. Estas interacciones dominan la actividad diaria del animal, afectando al

consumo a través de su influencia sobre el tiempo de pastoreo, y sobre la selección de la dieta. El consumo de nutrientes es el principal factor limitante de la producción de rumiantes en pastoreo y son generalmente responsables de un 50 a un 70 % de las variaciones en la absorción de los nutrientes consumidos (Hardoy y Danelón 1989). Numerosos autores han enfatizado la influencia de las variaciones en la cantidad de forraje ofertado por unidad de superficie (disponibilidad forrajera), o por animal y en la estructura de la canopia, con particular énfasis sobre la importancia de las limitaciones del comportamiento en el control del consumo de las pasturas (Balph y Balph 1986).

Hodgson (1985) indicó que algunos factores que afectan el consumo de forraje pueden influir a través de tres mecanismos de control: 1) Metabólico, 2) Físico y 3) Comportamiento, además sugirió que en niveles de digestibilidad por encima al 67%, el consumo voluntario de forraje en rumiantes declina a una tasa tal que se mantiene constante el consumo de energía digestible. El punto en el cual el factor metabólico comienza a ser más importante que los factores físicos, variará entonces dependiendo de la digestibilidad y de la demanda energética del animal (Mendoza *et al.* 2003). Sin embargo, resultados obtenidos en una amplia gama de forrajes indican un incremento lineal en el consumo voluntario a medida que la digestibilidad aumenta hasta llegar a un nivel del 82% (Hodgson y Rodriguez 1971).

Con respecto al metabolismo energético, los bovinos bajo pastoreo están en cambios constantes de radiación, convección y conducción, que modifican su intercambio calórico con el ambiente (Mendoza *et al.* 2003). Estos cambios marcan una enorme diferencia con la alimentación en confinamiento y deben de entenderse y comprenderse, para considerarlos y poder tomar decisiones sobre el manejo nutricional en pastoreo y uso de sombras para reducir la radiación recibida por los animales (Mendoza y Ricalde 1996). Existen varios factores relacionados que afectan la producción del animal en pastoreo, entre los que se encuentran aquellos inherentes al crecimiento animal y su potencial genético, el ambiente en términos de intercambio calórico, la disponibilidad de forrajes, el manejo de las praderas, disponibilidad de sombra, y las prácticas de complementación de alimentos (Johnson 1985). Los animales en pastoreo tienen que establecer un balance entre el calor producido por sus procesos metabólicos y digestivos, con la carga calórica y sus mecanismos de disipación de calor (Riquelme 1987; Mendoza *et al.* 2003).

La zona termoneutral se considera el intervalo de confort o de indiferencia térmica. Debajo de la temperatura crítica inferior empieza la zona fría, donde los bovinos tienen que usar algunos mecanismos para conservar el calor metabólico, los cuales consisten en cambios de postura, incrementos en circulación sanguínea, incremento de hormonas tiroideas, aumento de consumo, entre otros. En contraste, la temperatura es superior a la zona termoneutral, se encuentran en la zona caliente o de estrés calórico. Donde el animal tiene que facilitar la pérdida de calor por vasodilatación, incrementando la respiración, reduciendo el consumo, entre otros. Como se puede inferir, saliendo de la zona termoneutral se tiene que gastar energía para mantener el equilibrio, lo cual reduce la energía neta para la producción. El tiempo de pastoreo, la presencia de sombras y la nubosidad son factores que determinan la cantidad de energía que recibe el animal por radiación (Mendoza *et al.* 2003).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación fue conducida bajo tres ensayos, el primero referido al estudio de los cambios en la estructura de la vegetación y la función hidrológica por efecto del descanso, el segundo, el estudio del impacto de los sistemas de pastoreo continuo estacional, corta duración y diferido rotativo sobre la condición ecológica y el estado de salud del pastizal y finalmente, el estudio de la composición botánica, selectividad y calidad de dieta de vacunos en pastoreo diferido rotativo y corta duración. Para dicho fin, la fase experimental se realizó en dos periodos y lugares distintos. El primer ensayo fue realizado durante el periodo 2010 al 2013 en la comunidad campesina Cordillera Blanca (Ancash) y el segundo y tercer ensayo fue desarrollado durante el periodo 2015 al 2018 en la Sociedad Agrícola de Interés Social (SAIS) Túpac Amaru (Junín).

3.1 ENSAYO 1: CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN Y LA FUNCIÓN HIDROLÓGICA POR EFECTO DEL DESCANSO

3.1.1 Ubicación

El estudio se desarrolló en dos áreas de usufructo comunal denominados Sillacancha y Cotocancha, localizados en la comunidad campesina de Cordillera Blanca de la Región Ancash, a una altitud de 4 095 msnm (Figura 15). La zona de estudio se ubicó a 1.6 km de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Huascarán y de acuerdo con la descripción los Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro (Josse *et al.* 2009) corresponde a la clasificación Pajonal Altoandino Húmedo, caracterizado por presentar una temperatura promedio de 12 °C, con vientos fríos y secos. La precipitación anual promedio de los años de estudio fueron 823.5 mm, 953.8 mm y 849.6 mm del 2011 al 2013, respectivamente (SENAMHI 2015). No hubo diferencias significativas entre los niveles y patrones de precipitación entre los años de duración del estudio.

Las características químicas de los suelos de los sectores Sillacancha y Cotocancha fueron similares y exhibieron un pH de 4.53, una conductividad eléctrica de 0.11 dS/m, la capacidad de intercambio catiónico de 9.12 meq/100g, con un contenido de fósforo de 3.4 ppm, potasio

de 24 ppm y un contenido de materia orgánica del 4.2%. Los suelos de ambos sectores son de textura franco arenoso y se apreciaron signos de erosión laminar moderados. Ambos sitios de pastoreo presentaron características similares en clima, altitud, intensidad de pastoreo y topografía; sin embargo, al iniciar el experimento fueron diferentes en el nivel de humedad del suelo (Sillacancha: 8%; Cotocancha: 14%) y la pedregosidad superficial (Sillacancha: 25%; Cotocancha: 2%).

Las características fisiográficas correspondieron a una topografía ligeramente inclinada a inclinada, con una pendiente que varía entre 2 a 5% y con suelos muy superficiales y superficiales (0-25 cm). La cobertura vegetal fue del 77% para el sector Sillacancha y estuvo dominada por la asociación *Calamagrostis macrophylla* - *Scirpus rigidus*, mientras que el sector Cotocancha presentó una cobertura vegetal del 85% dominada por *Festuca humilior* - *Stipa brachiphylla*. Al iniciar el experimento, el área de estudio presentó signos de deterioro por sobrepastoreo debido a que ambos sitios ecológicos tienen una larga historia de sobrepastoreo con vacunos y ovinos como parte del manejo de las tierras de usufructo comunal, por lo que la condición promedio de ambos sitios ecológicos fue pobre para ovinos y regular para vacunos.

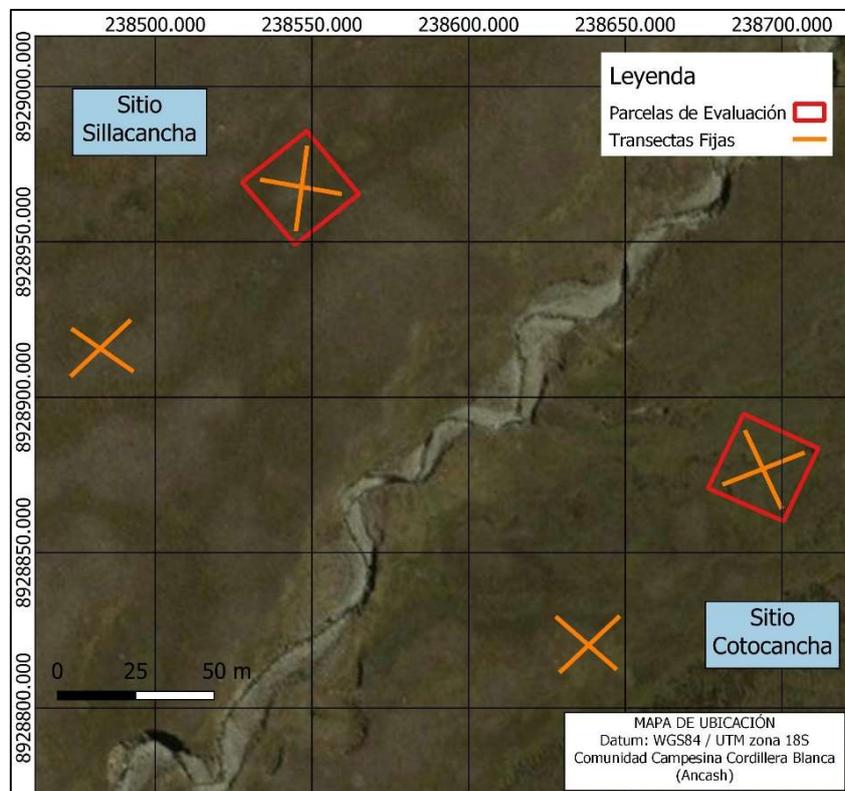


Figura 15. Ubicación y distribución del área experimental Cordillera Blanca (Ancash).
Fuente: Elaboración propia.

3.1.2 Tratamientos

Fueron aplicados ocho tratamientos resultantes de la combinación factorial de: a) dos sistemas de pastoreo, P1: Pastoreo no controlado en tierras de usufructo comunal y P2: Descanso o exclusión total de pastoreo; y b) cuatro años de evaluación, comprendidos entre el 2010 al 2013. Debido a las características del pastoreo realizado en estas áreas de usufructo comunal (no controlado, con distinto número de animales vacunos y ovinos, sin cercado y según el criterio de los pastores) no fue posible estimar la capacidad de carga por hectárea (UA/ha).

Con el propósito de restringir toda actividad de pastoreo para la aplicación del descanso, se construyó en cada uno de los sitios (Sillacancha y Cotocancha) una parcela experimental de 25 x 25 m, con cercas de malla ganadera 9 hilos y postes de 1.8 m de altura. Se instaló un transecto fijo permanente cruzado de 30 m como unidad de muestreo de la vegetación y suelo, tanto al interior de cada parcela experimental como en las áreas de pastizal de usufructo colindantes. La distancia del transecto fijo permanente cruzado del área de usufructo hacia las parcelas experimentales fue de aproximadamente 50 metros. En total se instalaron 4 transectas fijas permanentes cruzadas para todo el experimento.

3.1.3 Parámetros Evaluados

A. Variación temporal de la vegetación

La variación temporal de la vegetación se evaluó a través del porcentaje de grupos funcionales, la cobertura vegetal basal, la biomasa acumulada y el mantillo acumulado. Los grupos funcionales fueron obtenidos a partir de censos de vegetación (Parker 1951), realizados una vez al año, al finalizar la época lluviosa (abril-mayo). Dicha época es cuando las plantas producen semilla botánica en mayor cantidad y, por lo tanto, la presencia de las cabezas florales facilita su identificación (Elzinga *et al.* 1998). El censo de vegetación incluyó el registro de las plantas, mantillo, musgo, suelo desnudo, pavimento de erosión y roca existentes en el pastizal, al ser intersectadas por el transecto fijo permanente cruzado en intervalos de 0.5 m, teniendo 100 puntos de conteo en cada transecto (Parker 1951; Elzinga *et al.* 1998). Posteriormente, la composición florística de las especies perennes del pastizal

fue clasificada en grupos funcionales como porcentaje de gramíneas, pseudogramíneas, herbáceas y arbustivas.

La cobertura vegetal basal se estimó a partir de los censos de vegetación, expresando en porcentaje la cantidad total de plantas encontradas con la ayuda de un anillo censador de un total de 100 puntos de conteo en cada transecto (Parker 1951; Kent 2012). Biomasa y mantillo fueron estimados 4 veces al año, que corresponden al inicio de la época de lluvias, plena lluvia, transición a seca y plena seca, mediante el método de corte y separación manual de plantas (Kent 2012). Debido a la extensión de las parcelas experimentales (625 m²) se muestrearon en 5 puntos aleatorios delimitados por un cuadrante metálico de 1 m² asegurándose que los puntos de muestreos no sean los mismos considerados en años anteriores. El mismo esquema de muestreo fue realizado en las áreas de control colindante a las parcelas experimentales de ambos ensayos.

El muestreo del mantillo consistió en la extracción de todo el mantillo contenido dentro del cuadrante de 1 m², es decir, el material senescente, hojarasca y material orgánico. Luego de extraer todo el mantillo, seguidamente se muestreó la biomasa vegetal cortando al ras del suelo, todo el follaje contenido dentro del cuadrante (Kent 2012). Tanto mantillo como biomasa recolectada en campo fueron derivados al Laboratorio de Utilización de Pastizales para su deshidratación a 105 °C por 24 horas, para obtener la cantidad de materia seca expresada en kg MS ha⁻¹ (AOAC 1980). Los valores anuales de biomasa y mantillo acumulado resultaron del promedio de las cuatro estimaciones anuales.

B. Variación temporal de la función hidrológica del Pastizal

La variación temporal de la función hidrológica del pastizal fue evaluada a través de la tasa de infiltración y contenido de humedad del suelo (Mwendera y Saleem 1997). La infiltración se estimó 4 veces por año en evaluaciones realizadas en momentos específicos que corresponden al inicio de la época de lluvias, lluvias, transición a seca y plena seca a través del método de inundación (Bouwer 1986); utilizando un infiltrómetro metálico con dos anillos concéntricos (Hurtado 2007). La instalación del infiltrómetro se realizó en el área representativa de cada parcela experimental y consistió en la introducción del anillo interno y externo en el horizonte superficial del suelo a una profundidad de 10 cm, para luego ser

llenados con agua. La evaluación de la infiltración tuvo una duración de 50 minutos, tomando lecturas cada 1, 5 y 10 minutos (Mwendera y Saleem 1997).

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 muestreo, considerando como tiempo de referencia de 50 minutos hasta que el diferencial mm/min fue constante (Hurtado 2007). Posteriormente, para graficar la respuesta obtenida y establecer comparación entre tratamientos, la tasa de infiltración se expresó en cm / hora. La humedad del suelo se estimó juntamente con la medición de la infiltración y consistió en cinco muestreos de suelos a 15 cm de profundidad en las áreas representativas de cada parcela experimental. Posteriormente, las muestras de suelo colectadas fueron derivadas a una estufa, para su secado a 105 C° por 24 horas y luego, por diferencia de peso húmedo y seco se calculó el porcentaje de humedad del suelo (Pierson *et al.* 2002). El mismo esquema de muestreo y manejo de las muestras de la tasa de infiltración y la humedad del suelo fue realizado en las áreas de control colindante a las parcelas experimentales.

C. Variación temporal en el estatus ecológico del pastizal

La variación temporal del estatus ecológico del pastizal fue evaluada mediante el enfoque de productividad (Parker 1951). La condición del pastizal se estimó para vacunos a partir de censos de vegetación en función al porcentaje de especies deseables, porcentaje de especies forrajeras (deseables más poco deseables), porcentaje de cobertura vegetal basal y el vigor de la planta clave *Festuca humilior* (Parker 1951).

Las especies botánicas encontradas con los censos de vegetación fueron clasificadas taxonómicamente y de acuerdo a su grado de deseabilidad para vacunos en deseables, poco deseables e indeseables (Flores 1999). Finalmente, el puntaje de la condición del pastizal se estimó a partir de la fórmula: Puntaje (0-100%) = 0.5(%D) + 0.2(%IF) + 0.2(%CV) + 0.1(%IV), donde: %D: Porcentaje de especies deseables para vacunos; %IF: Porcentaje de especies forrajeras (deseables + poco deseables); %CV: Porcentaje de cobertura vegetal; %IV: Porcentaje de índice de vigor de la planta clave para vacunos, *Festuca humilior*. El mismo esquema de evaluación de la condición del pastizal fue realizado en las áreas de control colindante a las parcelas experimentales de ambos ensayos.

3.1.4 Diseño Experimental

El diseño experimental fue un bloque factorial 2x4, donde los factores fueron dos sistemas de pastoreo, P1: Pastoreo no controlado en tierras de usufructo comunal y P2: Descanso o exclusión total de pastoreo; y cuatro años de evaluación, comprendidos entre el 2010 al 2013. Se bloqueó por cada sitio de pastizal (Sillacancha y Cotocancha) para controlar la diferencia de humedad del suelo y pedregosidad superficial de las dos áreas estudiadas. Un test de Shapiro-Wilk para contrastar la normalidad del conjunto de datos y la prueba de Bartlett para homogeneidad de varianza fueron utilizados para comprobar la idoneidad del modelo. Para separar los promedios de los parámetros estudiados se utilizó una prueba diferencia límite de significancia, DLS ($\alpha = 0.05$). Las pruebas estadísticas correspondientes fueron procesadas utilizando el software SAS v.9.2 (SAS Institut Inc. 2004), bajo el modelo aditivo lineal expandido: $Y_{ijk} = u + P_i + A_j + (P * A)_{ij} + S_k + e_{ijk}$; donde: Y_{ijk} : es la respuesta obtenida con el i-ésimo sistema de pastoreo, j-ésimo año de evaluación y k-ésimo sitio de pastizal; u : es la media general; P_i : es el efecto del i-ésimo tratamiento de pastoreo; A_j : es el efecto del j-ésimo año de evaluación; $(P * A)_{ij}$ es la interacción entre el i-ésimo sistema de pastoreo por j-ésimo año de evaluación; S_k : es el efecto obtenido con el k-ésimo sitio de pastizal (Sillacancha o Cotocancha); y e_{ijk} : es el error experimental.

3.2 ENSAYO 2: IMPACTO DE LOS SISTEMAS DE PASTOREO CONTINUO ESTACIONAL, CORTA DURACIÓN Y DIFERIDO ROTATIVO SOBRE LA CONDICIÓN ECOLÓGICA Y EL ESTADO DE SALUD DEL PASTIZAL

3.2.1 Ubicación

El estudio se desarrolló en el sector Mesapata, Unidad de Producción Consac ubicado en la Sociedad Agrícola de Interés Social (SAIS) Tupac Amaru (región Junín), a una altitud de 4168 msnm (Figura 16). 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 (Josse *et al.* 2009), caracterizada por una temperatura promedio de 8°C. La precipitación anual promedio de los años de estudio fueron 713.3 mm, 705.4 mm y 688.6 mm del 2016 al 2018, respectivamente (SENAMHI 2015). No hubo diferencias significativas entre los niveles y patrones de precipitación entre los años de duración del estudio. Las características fisiográficas del área de estudio corresponden a una topográfica ligeramente inclinada a

inclinada, con una pendiente que varía entre 2 a 5% y con suelos muy superficiales y superficiales (0-50 cm). El tipo de pastizal es un pajonal dominado por una asociación de *Festuca humilior*– *Calamagrostis spicigera* – *Plantago tubulosa*.

Los suelos son de textura franca y franco arenoso, con un pH de 4.27, una conductividad eléctrica de 0.74 dS/m, la capacidad de intercambio catiónico de 29.6 meq/100g, con un contenido de fósforo de 4.3 ppm, potasio de 281 ppm y un contenido de materia orgánica del 9.97%. La pedregosidad superficial fue del 10%, no se apreciaron signos de erosión y la cobertura vegetal al iniciar el estudio correspondió a un 90%. Antes y durante el desarrollo del experimento, el manejo del área experimental por parte de la SAIS fue realizado mediante un pastoreo continuo estacional con ovinos y vacunos, por lo que la condición del pastizal al iniciar el experimento fue regular para vacunos y exhibió una tendencia estable de la condición ecológica.

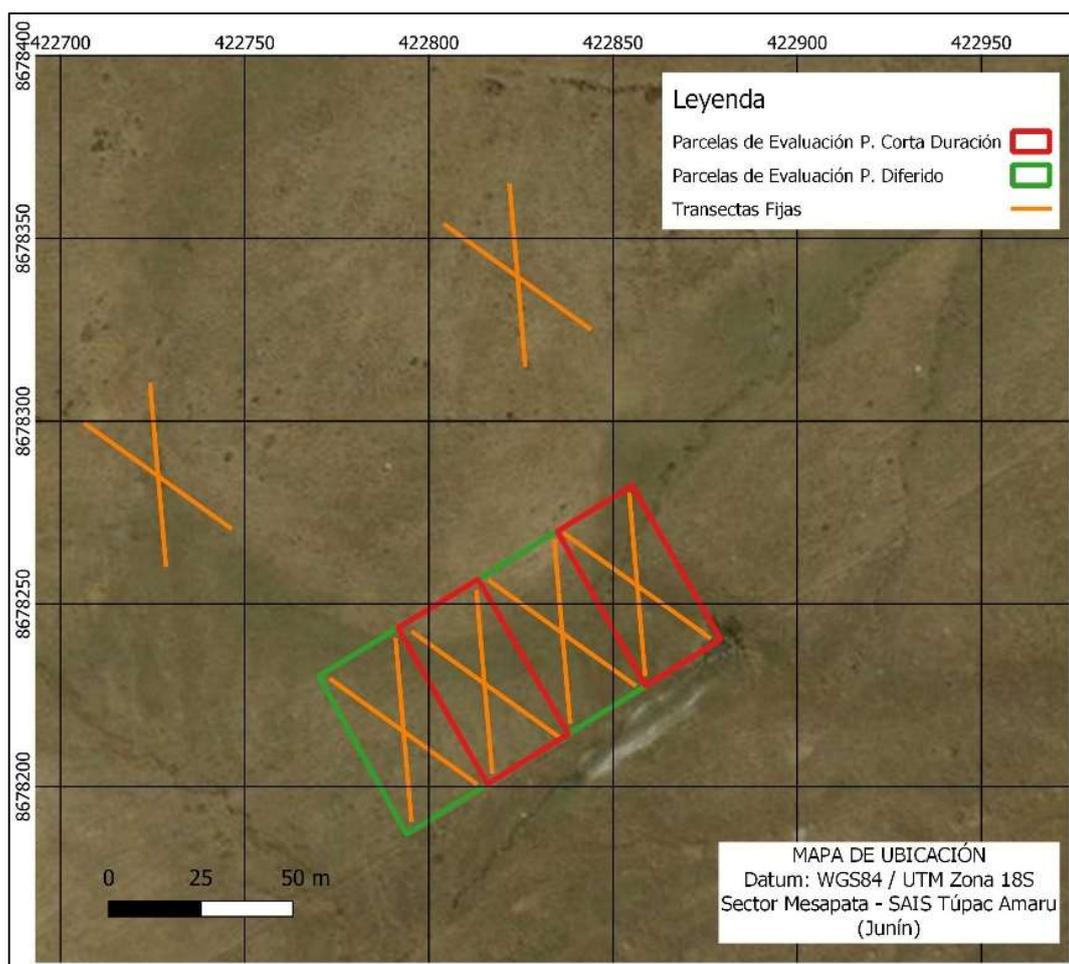


Figura 16. Ubicación y distribución del área experimental Mesapata (SAIS Túpac Amaru). Fuente: Elaboración propia.

3.2.2 Tratamientos

Para estudiar el impacto de los sistemas de pastoreo se aplicaron doce tratamientos resultantes de la combinación factorial de a) tres sistemas de pastoreo P0: Continuo estacional realizado por la SAIS (control), P1: Pastoreo de corta duración bajo un esquema de alta intensidad y baja frecuencia y P2: Pastoreo diferido rotativo bajo un esquema de alta intensidad y baja frecuencia; y b) cuatro años de evaluación comprendidos entre el 2015 al 2018. Los sistemas de pastoreo de corta duración y diferido fueron aplicados cada uno en dos parcelas de evaluación de 50 x 25 m, debidamente cercadas y excluidas de la unidad de producción. Tanto con el pastoreo de corta duración como el diferido fueron realizados con vaquillas Brown Swiss de hasta 2 años proporcionadas por la SAIS.

El sistema de pastoreo de corta duración se realizó todo el año y el sistema de pastoreo diferido se realizó sólo durante seis meses correspondientes a la época seca (mayo a octubre). La carga animal para los sistemas de pastoreo corta duración y diferido se estimó según la disponibilidad de forraje para fijar una alta intensidad durante cada pastoreo (capacidad de carga x2), por lo que la capacidad de carga del sistema promedio a lo largo del año fue 0.38 UA/ha (con una densidad promedio de 6 UA/potrero, presión de pastoreo promedio de 0.01 UA/kgMS/pastoreo y asignación de pasto promedio para el pastoreo corta duración de 66.4 kg MS/UA/d y diferido de 125.1 kgMS/UA/d), para un pastoreo de 2 días cada 60 días con un nivel del uso del 50%.

El pastoreo continuo estacional (control) fue gestionado por la directiva de la SAIS Tupac Amaru durante el desarrollo del experimento, por lo tanto, existen diferencias en especie animal, carga animal, frecuencias y momentos de pastoreo respecto a los tratamientos de corta duración y diferido que no pudieron ser reportados. A pesar de sus diferencias, el pastoreo continuo estacional fue considerado en el experimento para fines de comparación y análisis respecto a los sistemas corta duración y diferido.

La unidad de muestreo de la vegetación y suelo consistió en un transecto fijo permanente cruzado de 30 metros ubicado en el área representativa de cada parcela experimental. En adición, fueron instalados dos transectos permanentes cruzados en el área de pastizal colindante con similares características (campos de pastoreo donde ocurrió el pastoreo continuo estacional, control). La distancia del transecto fijo permanente cruzado del área

colindante del pastizal hacia las parcelas experimentales fue de aproximadamente 50 metros. En total se instalaron seis transectas fijas permanentes cruzadas para el desarrollo de todo el experimento.

3.2.3 Parámetros Evaluados

A. Variación temporal de la vegetación

La variación temporal de la vegetación se evaluó a través del porcentaje de grupos funcionales, la cobertura vegetal basal, la biomasa acumulada y el mantillo acumulado. Los grupos funcionales fueron obtenidos a partir de censos de vegetación (Parker 1951), realizados una vez al año, al finalizar la época lluviosa (abril-mayo). Dicha época es cuando las plantas producen semilla botánica en mayor cantidad y, por lo tanto, la presencia de las cabezas florales facilita su identificación (Elzinga *et al.* 1998). El censo de vegetación incluyó el registro de las plantas, mantillo, musgo, suelo desnudo, pavimento de erosión y roca existentes en el pastizal, al ser intersectadas por el transecto fijo permanente cruzado en intervalos de 0.5 m, teniendo 100 puntos de conteo en cada transecto (Parker 1951; Elzinga *et al.* 1998). Posteriormente, la composición florística de las especies perennes del pastizal fue clasificada en grupos funcionales como porcentaje de gramíneas, pseudogramíneas, herbáceas y arbustivas.

La cobertura vegetal basal se estimó a partir de los censos de vegetación, expresando en porcentaje la cantidad total de plantas encontradas con la ayuda de un anillo censador de un total de 100 puntos de conteo en cada transecto (Parker 1951; Kent 2012). En adición, se estimó el porcentaje de suelo desnudo obtenido a partir de la diferencia de la cobertura vegetal basal sobre un 100 por ciento. Biomasa y mantillo fueron estimados 4 veces al año, que corresponden al inicio de la época de lluvias, plena lluvia, transición a seca y plena seca, mediante el método de corte y separación manual de plantas (Kent 2012). Debido a la extensión de las parcelas experimentales (1250 m²) se muestrearon en 5 puntos aleatorios delimitados por un cuadrante metálico de 1 m² asegurándose que los puntos de muestreos no sean los mismos considerados en años anteriores. El mismo esquema de muestreo fue realizado en las áreas de control colindante a las parcelas experimentales.

El muestreo del mantillo consistió en la extracción de todo el mantillo contenido dentro del cuadrante de 1 m², es decir, el material senescente, hojarasca y material orgánico. Luego de extraer todo el mantillo, seguidamente se muestreó la biomasa vegetal cortando al ras del suelo, todo el follaje contenido dentro del cuadrante (Kent 2012). Tanto mantillo como biomasa recolectada en campo fueron derivados al Laboratorio de Utilización de Pastizales para su deshidratación a 105 °C por 24 horas, para obtener la cantidad de materia seca expresada en kg MS ha⁻¹ (AOAC 1980). Los valores anuales de biomasa y mantillo acumulado resultaron del promedio de las cuatro estimaciones anuales.

B. Variación temporal de la función hidrológica del Pastizal

La variación temporal de la función hidrológica del pastizal fue evaluada a través de la tasa de infiltración, contenido de humedad del suelo (Mwendera y Saleem 1997) y densidad aparente como indicador del nivel de compactación del suelo (Porta *et al.* 2003). Los tres indicadores se estimaron 4 veces por año en evaluaciones realizadas en momentos específicos que corresponden al inicio de la época de lluvias, lluvias, transición a seca y plena seca. La infiltración se determinó a través del método de inundación (Bouwer 1986) utilizando un infiltrómetro metálico con dos anillos concéntricos (Hurtado 2007). La instalación del infiltrómetro se realizó en el área representativa de cada parcela experimental y consistió en la introducción del anillo interno y externo en el horizonte superficial del suelo a una profundidad de 10 cm, para luego ser llenados con agua.

La evaluación de la infiltración tuvo una duración de 50 minutos, tomando lecturas cada 1, 5 y 10 minutos (Mwendera y Saleem 1997). 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 muestreo, considerando como tiempo de referencia de 50 minutos hasta que el diferencial cm/min fue constante (Hurtado 2007). Posteriormente, para graficar la respuesta obtenida y establecer comparación entre tratamientos, la tasa de infiltración se expresó en cm / hora. La humedad del suelo se estimó mediante diez muestreos (lecturas) de suelos a 15 cm de profundidad en las áreas representativas de cada parcela experimental con la ayuda de un equipo TDR (time domain reflectometry) (Pierson *et al.* 2002). El mismo esquema de muestreo y manejo de las muestras para estimar la tasa de infiltración y la humedad del suelo fue realizado en el área de control colindante a las parcelas experimentales.

La densidad aparente se estimó a través del método de cilindro (Blake 1965; Porta *et al.* 2003). Al interior de cada parcela experimental y área de pastizal colindante se recolectaron doce muestras de suelo con la ayuda de cilíndricos metálicos de medidas 4.3 cm diámetro y 6.5 cm de altura a una profundidad de 10 cm del horizonte superior del suelo. Posteriormente, las muestras se pesaron en fresco con una balanza de precisión y luego fueron derivadas al Laboratorio de Utilización de Pastizales de la UNALM para su presecado y deshidratación en estufa a 105 °C por 24 horas. Finalmente, la densidad aparente se obtuvo a través de la fórmula: $D_a = m/v$, y el volumen del cilindro: $V = \pi * r^2 * h$ finalmente se expresó en g/cc. La densidad aparente de un suelo seco relaciona la masa de sólidos y el volumen total de suelo, incluyendo los poros (Blake 1965).

C. Variación temporal de la condición y estado de salud del pastizal

La variación temporal de la condición del pastizal fue evaluada a través del método de Parker (1951) y del estado de salud mediante el enfoque de Pyke *et al.* (2002) denominado como Interpreting Indicators of Rangeland Health (IIRH). La condición del pastizal se estimó para vacunos a partir de censos de vegetación en función al porcentaje de especies deseables, porcentaje de especies forrajeras (deseables más poco deseables), porcentaje de cobertura vegetal basal y el vigor de la planta clave *Festuca humilior* (Parker 1951). Las especies botánicas encontradas con los censos de vegetación fueron clasificadas taxonómicamente y de acuerdo con su grado de deseabilidad para vacunos en deseables, poco deseables e indeseables (Flores, 1999). Finalmente, el puntaje de la condición del pastizal se estimó a partir de la fórmula: Puntaje (0-100%) = 0.5(%D) + 0.2(%IF) + 0.2(%CV) + 0.1(%IV), donde: %D: Porcentaje de especies deseables para vacunos; %IF: Porcentaje de especies forrajeras (deseables + poco deseables); %CV: Porcentaje de cobertura vegetal; %IV: Porcentaje de índice de vigor de la planta clave para vacunos, *Festuca humilior*. El mismo esquema de evaluación de la condición del pastizal fue realizado en las áreas de control colindante a las parcelas experimentales de ambos ensayos.

El estado de salud del pastizal (Pyke *et al.* 2002) consistió en la evaluación de los 17 indicadores cualitativos relacionados al potencial de un sitio ecológico y en referencia a la descripción de los tres atributos que definen la salud del pastizal: estabilidad del sitio, función hidrológica e integridad biótica. Los atributos fueron estimados mediante apreciación visual del área representativa de cada parcela experimental y área control

colindante siguiendo las recomendaciones descritas por Pellant *et al.* (2005). Los indicadores se evaluaron con cinco categorías o niveles de calificación: extremo a total, moderado a extremo, moderado, ligero a moderado, y ninguno a ligero. Al tratarse de variables cualitativas, posteriormente dicha información se ajustó en porcentaje, con la finalidad de obtener valores cuantificables siguiendo los niveles límites y recomendaciones indicados por Cabrejo (2017) para la evaluación del estado de salud en pastizales (Printz *et al.* 2014).

3.2.4 Diseño Experimental

El diseño experimental fue un completamente al azar factorial 3 x 4 con covarianza. Los tratamientos resultaron de la combinación factorial de a) tres sistemas de pastoreo P0: Continuo estacional (control), P1: Pastoreo de corta duración y P2: Pastoreo diferido rotativo y b) cuatro años de evaluación comprendidos entre el 2015 al 2018. Se consideró como covariable los datos iniciales de los parámetros obtenidos en la línea de base. Un test de Shapiro-Wilk para contrastar la normalidad del conjunto de datos y la prueba de Bartlett para homogeneidad de varianza fueron utilizados para comprobar la idoneidad del modelo. 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 v.9.2 (SAS Institut Inc. 2004), bajo el siguiente modelo aditivo lineal expandido: $Y_{ij} = u + P_i + A_j + (P*A)_{ij} + \beta(X_{ij} - \bar{X}) + e_{ijk}$, donde: Y_{ij} : es la respuesta obtenida con el i-ésimo tratamiento y j-ésima repetición; u : es la media general; P_i : es el efecto de la aplicación del i-ésimo sistema de pastoreo (continuo estacional, corta duración o diferimiento); A_j : es el efecto del año de evaluación; $(P*A)_{ij}$: es el efecto de la interacción entre el i-ésimo sistema de pastoreo y j-ésimo año de evaluación; $\beta(X_{ij} - \bar{X})$: efecto de la covariable y e_{ijk} : Es el error experimental. De no encontrarse una línea de regresión significativa con la covariable, el análisis de varianza quedo definido como un diseño completamente al azar factorial 3 x 4.

3.3 ENSAYO 3: COMPOSICIÓN BOTÁNICA, CALIDAD DE DIETA Y SELECTIVIDAD DE VACUNOS EN PASTOREO DIFERIDO ROTATIVO Y CORTA DURACIÓN

3.3.1 Ubicación

El estudio se desarrolló en el sector Mesapata, Unidad de Producción Consac ubicado en la Sociedad Agrícola de Interés Social (SAIS) Tupac Amaru (región Junín). Las características del área de estudio fueron las mismas a lo descrito en la sección 3.2.1 y la Figura 16 muestra la distribución espacial de las parcelas experimentales donde se aplicaron los tratamientos de pastoreo corta duración y diferido rotativo.

3.3.2 Tratamientos

Fueron aplicados cuatro tratamientos conformados por la combinación factorial de a) dos sistemas de pastoreo, P1: Pastoreo de corta duración bajo un esquema de alta intensidad y baja frecuencia y P2: Pastoreo diferido rotativo bajo un esquema de alta intensidad y baja frecuencia; y b) dos épocas de evaluación correspondiente a la estacionalidad de la puna, E1: época lluviosa (noviembre a abril) y E2: época seca (mayo a octubre). El experimento tuvo una duración de cuatro años comprendidos entre el 2015 al 2018. Las características de los sistemas de pastoreo corta duración y diferido rotativo aplicados en el área de estudio fueron las mismas a lo descrito en la sección 3.2.2. Los muestreos de los parámetros evaluados fueron realizados durante cada evento de pastoreo de corta duración y diferido rotativo.

3.3.3 Parámetros Evaluados

A. Composición de la Dieta de Vacunos al Pastoreo

El muestreo se realizó con 8 vaquillas Brown Swiss por tratamiento de pastoreo (4 animales por cada parcela experimental), mediante observación directa del comportamiento animal y las diferentes especies de plantas del pastizal que conforman sus dietas. La colección de muestras en campo fue realizado a través del método de corte y simulación manual (Austin *et al.* 1983; Flores 1993), el cual consistió en simular con la mano la dieta ingerida por animal en un área contigua con las mismas características, dimensiones y composición botánicas de

especies de pastizal. Se hizo el seguimiento en 10 estaciones de pastoreo por animal, siendo estas definidas como el semicírculo en frente del animal dentro del cual se realizó la cosecha el forraje cada vez que se detiene a comer (Flores 1993). En adición, se colectó una muestra de igual dimensión dentro de la parcela experimental por cada dieta muestreada en la estación de pastoreo, con la finalidad de realizar las comparaciones respectivas de selectividad y similaridad.

Posteriormente, las muestras fueron derivadas al Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales para su secado en estufa a 60°C por 48 horas (AOAC 2000). Luego se evaluó la composición botánica de la dieta en cada muestra, a través del estudio de los funcionales (gramíneas, pseudogramíneas, hierbas y arbustos), la estructura de la planta (hoja, tallo e inflorescencia) y la proporción material verde – senescente (Walker 1992), mediante la técnica de macroscopía de punto (Harker *et al.* 1964), para lo cual se dispersó cada muestra de la dieta colectada sobre un tablero cuadrulado con 100 cuadrantes de 2.5 x 2.5 cm. En total se realizaron 100 tomas de datos por muestra compuesta obtenida tanto de las 10 estaciones alimentarias por vaca como del campo de pastoreo.

B. Calidad de la Dieta de Vacunos al Pastoreo

La calidad de la dieta se determinó en función a análisis químicos correspondientes a fibra detergente neutra (Van Soest 1963a; Van Soest 1963b), digestibilidad in vitro de la materia seca (Tilley y Terry 1963) y proteína cruda según el método Semi-Micro Kjeldahl (AOAC 1984). Para la determinación de la calidad de la dieta fueron necesarios dos alícuotas representativas obtenidas a partir de todas las muestras colectadas en las estaciones de pastoreo por animal, según la época y sistema de pastoreo. Los análisis respectivos fueron desarrollados por el Laboratorio de Bioquímica, Nutrición y Alimentación Animal de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. En el estudio de la calidad de dieta de vacunos al pastoreo se estudiaron efectos simples y las interacciones de los sistemas de pastoreo (corta duración y diferido rotativo) y época (lluvia y seca).

C. Selectividad de la Dieta de Vacunos al Pastoreo

La selectividad de la dieta de vacunos al pastoreo fue estimada a partir del valor de similaridad. Este indicador comparó la composición de la dieta del vacuno con la vegetación

disponible en el campo obtenida con la macroscopía de punto, a partir del método de Czekanowski (1913), la cual consideró coeficientes que varían desde 0 (disimilitud total) a 1 (similitud total), según la siguiente relación:

$$S_c = \frac{2 \sum_i^m \min(x,y)}{\sum_i^m x + \sum_i^m y}$$

Donde: S_c es el índice de similaridad de Czekanowski; x, y : abundancia de especies; $\Sigma \min(x,y)$: suma de la menor proporción de especies obtenido de la dieta o del campo; i : i -ésima especie (i : 1, 2, 3,, m); m : número de especies. En adición, se obtuvo un índice de disimilaridad (D_i) obtenido a partir del coeficiente de similaridad de Czekanowski (S_c), $D_i = 1 - S_c$, lo cual representó el nivel de diferencia entre la dieta consumida por el animal y la vegetación del pastizal. El valor obtenido fue expresado en una escala de 100 puntos, en donde valores cercanos a 100 correspondieron a una mayor selectividad del animal y permitió inferir la diferencia entre la dieta consumida por el animal y lo que ofrecía el campo de pastoreo.

3.3.4 Diseño Experimental

El diseño experimental fue un completamente al azar factorial 2 x 2, donde los tratamientos resultaron de la combinación de dos sistemas de pastoreo: corta duración y diferido rotativo; y dos épocas de evaluación: periodo de lluvia y periodo seco. Para comprobar la idoneidad del modelo se realizó una prueba de Shapiro-Wilk para contrastar la normalidad del conjunto de datos y la prueba de Bartlett para homogeneidad de varianza. 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 v.9.2 (SAS Institut Inc. 2004), bajo el siguiente modelo aditivo lineal expandido: $Y_{ij} = u + P_i + E_j + (P*E)_{ij} + e_{ijk}$, donde: Y_{ij} : es la respuesta obtenida con el i -ésimo sistema de pastoreo y j -ésima época; u : es la media general; P_i : es el efecto de la aplicación del i -ésimo tratamiento de pastoreo (continuo estacional, corta duración o diferimiento); E_j : es el efecto de la j -ésima época (lluvia o seca); $(P*E)_{ij}$: es el efecto de la interacción entre i -ésimo sistema de pastoreo y j -ésima época; y e_{ijk} : es el error experimental.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados sugieren que los sistemas de pastoreo pueden inducir cambios en la composición de la vegetación, alterar la respuesta hidrológica del pastizal e influenciar sobre su estatus ecológico (Heitschmidt y Taylor 1991; Frangi y Bottino 1995), en respuesta a la reducción de los efectos negativos del pastoreo como son la intensidad de defoliación, pisoteo o compactación del suelo y la perturbación física del suelo (Snyman y Du Preez 2005) siendo estos efectos más notorios conforme transcurren los años (Yates *et al.* 2000). Las especies de plantas nativas se adaptan eficientemente a su medio exhibiendo una resistencia notable al pastoreo (Aboling *et al.* 2008), debido a que poseen una variedad de mecanismos adaptativos para ajustarse a los cambios inducidos por efecto del pastoreo (Ruppert *et al.* 2015). Sin embargo, cabe precisar que mucha información acerca de la autoecología de las especies de plantas nativas encontradas en este estudio aún se desconoce y muchos de los efectos positivos hallados podrían deberse también a la variación ambiental local, la duración del experimento hasta encontrar una respuesta del ecosistema (Pizzio *et al.* 2016) y probablemente a que el ecosistema de pastizal aún no atravesó el umbral crítico de degradación irreversible (Distel 2013), por lo tanto fue posible encontrar una respuesta positiva que evidenció la recuperación del ecosistema de pastizal en el corto plazo de cuatro años (Allen y Nowak 2008).

4.1 ENSAYO 1: CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN Y LA FUNCIÓN HIDROLÓGICA POR EFECTO DEL DESCANSO

4.1.1 Variación Temporal de la Estructura de la Vegetación

Las tasas de cambio en los grupos funcionales fueron relativamente lentas para pseudogramíneas y arbustos, en comparación con las tasas de cambio más rápidas en gramíneas y hierbas (Figura 17). Los resultados de la composición florística (%) según las especies nativas encontradas por tratamiento se pueden apreciar en el Anexo 1. La proporción de gramíneas fue significativamente superior con la aplicación del descanso con respecto al pastoreo ($P = 0.0001$) y no se presentaron diferencias significativas entre los cuatro años de evaluación ($P = 0.8853$). Sin embargo, existieron diferencias significativas

entre la interacción del sistema de pastoreo con los años de evaluación ($P=0.0438$). En pastoreo, la mayor proporción de gramíneas se encontró en el año 2011 ($61.7 \pm 8.3\%$) y disminuyó progresivamente en los años siguientes 2012 ($59.6 \pm 6.5\%$) y 2013 ($55.0 \pm 5.7\%$). En descanso, la proporción de gramíneas mantuvo una tendencia creciente con el transcurrir de los años 2011 ($71.7 \pm 2.8\%$), 2012 ($75.1 \pm 4.7\%$) y 2013 ($76.5 \pm 2.7\%$).

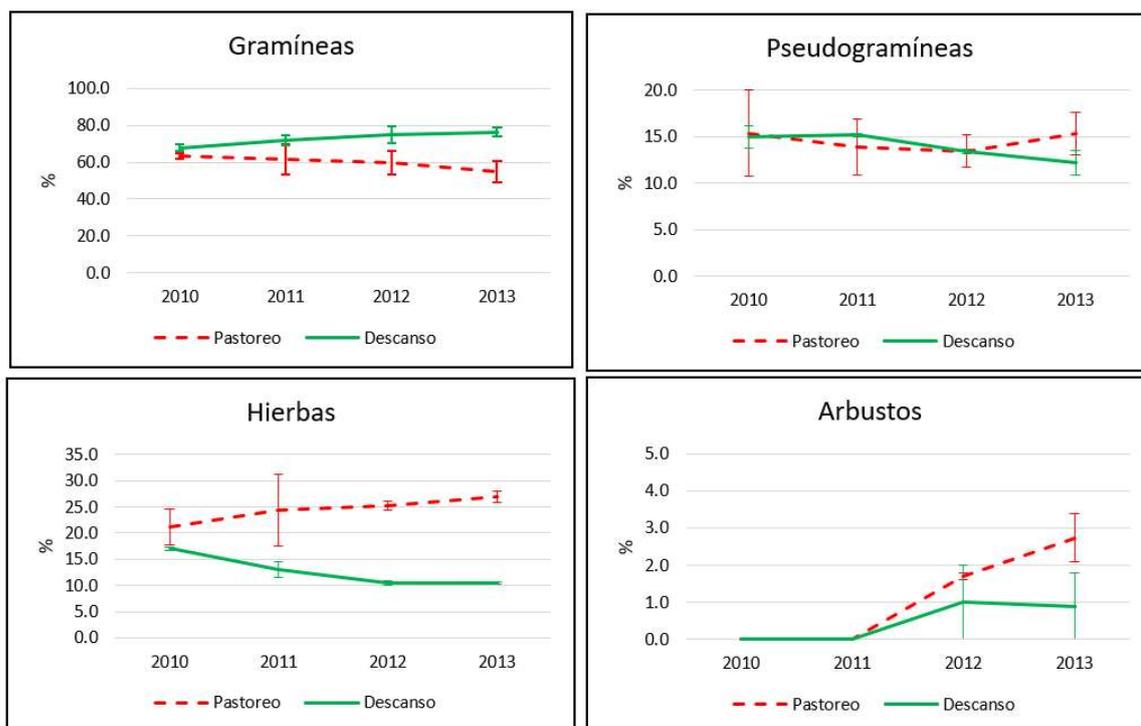


Figura 17. Efecto del Descanso sobre la Variación de la Cobertura Relativa de los Grupos Funcionales (barras verticales corresponden al \pm error estándar).

La proporción de pseudogramíneas fue muy similar al comparar tanto ambos sistemas de pastoreo ($P = 0.6337$) como los años de evaluación ($P = 0.7099$). En ambos casos fue el grupo funcional que no presentó mayor variación año tras año, lo cual evidenció la ausencia de interacción entre ambos factores ($P = 0.619$). Sin embargo, el porcentaje de pseudogramíneas fue numéricamente mayor en pastoreo ($14.5 \pm 0.5\%$) que en descanso ($13.9 \pm 0.7\%$). El sistema de pastoreo influyó de modo distinto sobre la proporción de hierbas, siendo significativamente mayor en pastoreo ($24.4 \pm 1.2\%$) que en descanso ($12.7 \pm 1.6\%$) ($P = 0.0002$). El pastoreo mantuvo la proporción de hierbas en mayores niveles durante todo el experimento y con una tendencia hacia el incremento; por el contrario, el descanso tuvo una tendencia hacia la disminución. El año de evaluación no tuvo influencia

sobre la proporción de hierbas en el pastizal ($P = 0.95$) y, para el caso de las hierbas, no se encontró interacción entre el sistema de pastoreo con los años de evaluación ($P = 0.1047$).

Los arbustos fueron un componente menor de la vegetación (alrededor del 1%), que es característico en pajonales altoandinos, y estos aparecieron a partir del segundo año de evaluación. Para ambos sectores, el sistema de pastoreo no tuvo influencia sobre el porcentaje de arbustos en el pastizal ($P = 0.0918$). Conforme transcurrían los años de evaluación, el nivel de invasión de arbustos fue incrementando sin alcanzar niveles altos o predominantes: $0.0 \pm 0\%$ (2011), $1.4 \pm 0.4\%$ (2012) y $1.8 \pm 0.9\%$ (2013), siendo significativamente mayor durante los dos últimos años de estudio ($P = 0.0107$). No hubo interacción entre el sistema de pastoreo por año sobre la proporción de arbustos en el pastizal ($P = 0.2369$).

Los resultados sugieren que la estructura de la vegetación del pastizal es fuertemente influenciada por la práctica de manejo realizada, siendo estos efectos más notorios conforme transcurren los años (Yates *et al.* 2000). Sin embargo, información sobre la autoecología de las especies de plantas nativas del área de estudio aún se desconoce; como también los efectos hallados podrían deberse, por un lado, a la variación ambiental local (humedad del suelo, variación de temperatura durante el día, horas de luz, etc.) y por otro, a la duración del experimento hasta encontrar una respuesta del ecosistema (Loydi y Distel 2010).

El pastoreo continuo produjo una reducción de las gramíneas perennes, lo cual afectó su persistencia y capacidad competitiva contra otros grupos funcionales de plantas como hierbas, pseudogramíneas y arbustos (De Villalobos y Zalba 2010). La reducción del vigor de las gramíneas por efecto del pastoreo, permitió la apertura de la comunidad vegetal para el ingreso y la expansión progresiva de especies invasoras de porte bajo menos apetecibles para el ganado, como las *Baccharis caespitosa* y *Aciachne pulvinnata* (Loydi y Distel 2010). Esto se tradujo en un aumento en la diversidad de especies al finalizar el estudio (Zhang *et al.* 2017), evidenciado por el índice de Shannon-Wiener (H') para el pastoreo: 3.76 y el descanso: 3.18 (Anexo 1).

Por otro lado, el descanso favoreció la persistencia y dominancia de las gramíneas perennes en respuesta a la restricción de toda actividad de pastoreo (De Villalobos y Zalba 2010). Esta situación mejoró el vigor de las gramíneas mediante el engrosamiento de sus coronas sobre

el suelo y la estimulación de la producción de semillas botánicas, determinante para favorecer la recuperación del pastizal. Nuestros hallazgos coinciden con lo reportado por Lezama *et al.* (2014), quienes encontraron que el pastoreo continuo conllevó a una disminución en la proporción de gramíneas y a la aparición de otros grupos funcionales de plantas como hierbas, pseudogramíneas y arbustos, representados por especies perennes y anuales. Zhang *et al.* (2017) determinaron que, en los campos con descanso, la proporción de gramíneas aumentó o bien, en determinadas ocasiones se mantuvo inalterado.

4.1.2 Variación Temporal en Cobertura Vegetal Basal, Biomasa y Mantillo

Los niveles de cobertura vegetal basal, acumulación de biomasa y de mantillo estuvieron influenciados según las variaciones temporales de los grupos funcionales en respuesta a la recuperación natural de la vegetación (Figura 18). Se encontró que el sistema de pastoreo no influyó sobre el nivel de cobertura vegetal ($P = 0.0793$); sin embargo, la cobertura vegetal fue numéricamente mayor en descanso ($85.0 \pm 1.3\%$) que en pastoreo ($74.4 \pm 3.8\%$). El año de evaluación tampoco tuvo influencia sobre la cobertura vegetal del pastizal ($P = 0.6973$), lo cual quedó demostrado con la ausencia de interacción entre ambos factores ($P = 0.5687$).

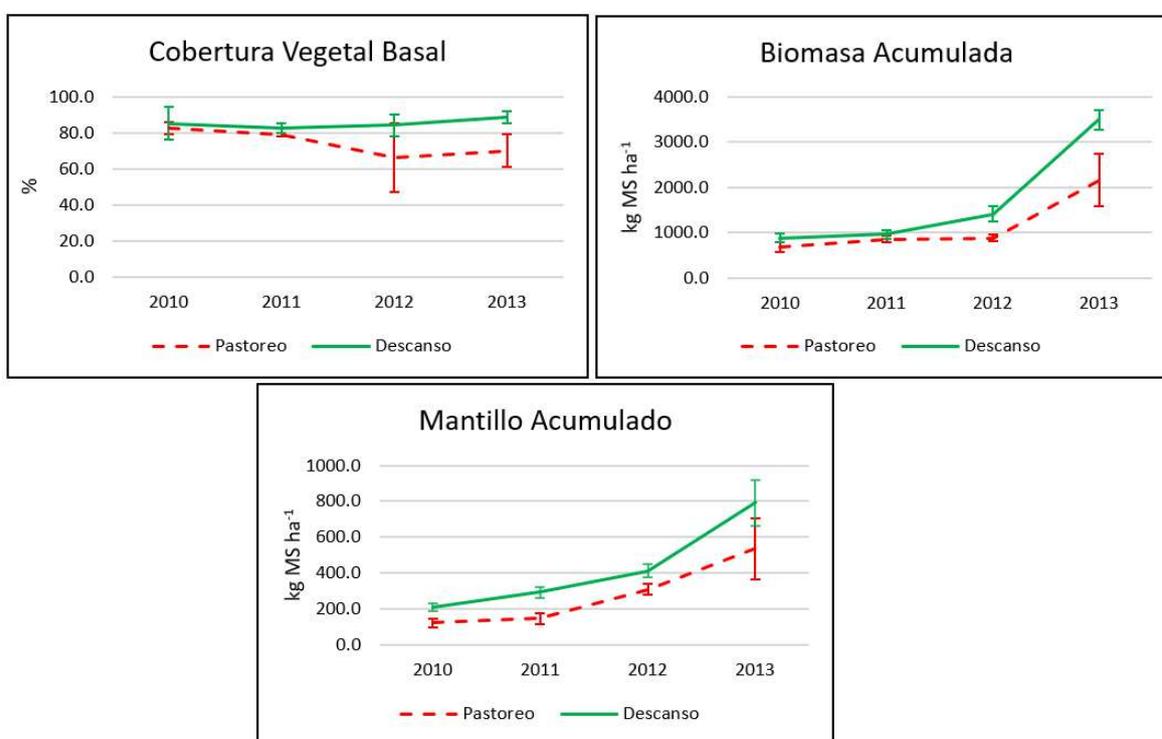


Figura 18. Efecto del Descanso sobre la Variación Temporal de la Cobertura Vegetal Basal, Biomasa Acumulada y Mantillo Acumulado (barras verticales corresponden al \pm error estándar).

La acumulación de biomasa fue estadísticamente inferior en el pastoreo (1142.2 ± 341.5 kg MS ha⁻¹) que en el descanso (1684.7 ± 613.9 kg MS ha⁻¹) ($P = 0.0001$). El año de evaluación tuvo influencia sobre la acumulación de biomasa ($P < 0.0001$), con una tendencia a incrementar conforme transcurrían los años 2011 (907.7 ± 52.0 kg MS ha⁻¹), 2012 (1142.7 ± 267.6 kg MS ha⁻¹) y 2013 (2825.4 ± 667.1 kg MS ha⁻¹) respectivamente. Hubo diferencias significativas entre la interacción del sistema de pastoreo por año sobre la acumulación de biomasa vegetal ($P = 0.006$). En pastoreo, la cantidad de biomasa encontrada para los años 2011, 2012 y 2013 fueron: 855.7 ± 64.1 , 875.0 ± 75.6 y 2158.2 ± 580.4 kg MS ha⁻¹, respectivamente. En descanso, la cantidad de biomasa encontrada para el año 2011 fue de 959.7 ± 91.2 kg MS ha⁻¹ y esta incrementó progresivamente en los siguientes años 2012 (1410.3 ± 161.4 kg MS ha⁻¹) y 2013 (3492.5 ± 227.9 kg MS ha⁻¹).

La acumulación de mantillo fue estadísticamente inferior en el pastoreo (277.9 ± 95.6 kg MS ha⁻¹) que en el descanso (426.1 ± 128.2 kg MS ha⁻¹) ($P = 0.0005$). Para el experimento en general, los años de evaluación tuvieron efecto sobre la acumulación del mantillo ($P < 0.0001$), con una tendencia a incrementar conforme transcurrían los años 2011 (218.3 ± 73.1 kg MS ha⁻¹), 2012 (360.7 ± 51.7 kg MS ha⁻¹) y 2013 (663.0 ± 127.1 kg MS ha⁻¹). No hubo interacción entre el sistema de pastoreo por año sobre el mantillo depositado sobre el pastizal ($P = 0.4674$).

El descanso favoreció un mayor crecimiento y desarrollo de la vegetación evidenciado por una mayor cobertura vegetal. La cobertura vegetal protege al suelo contra la erosión, previene el escurrimiento de nutrientes y mejora la acumulación de material orgánico (Liu y Shao 2014). Al respecto, Yayneshet *et al.* (2009) coinciden en mayores aumentos de cobertura vegetal en potreros descansados, atribuido a la eliminación de la defoliación por parte del ganado y al crecimiento intacto de la comunidad vegetal durante varios años.

El pastizal mostró un buen potencial de recuperación al encontrarse protegido contra el pastoreo. El descanso permitió que la vegetación acumulará mayor biomasa como parte de su ciclo de vida y esto favoreció también la liberación y deposición del material senescente sobre el suelo, incrementando el nivel de mantillo (Liu y Shao 2014). Al respecto, Rong *et al.* (2014) coincidieron en recomendar el descanso como método para mejorar la capacidad del ecosistema y en consecuencia producir más biomasa y mantillo que permiten renovar el ciclo de nutrientes y mejorar el almacenamiento de materia orgánica.

4.1.3 Variación Temporal de la Función Hidrológica

La función hidrológica estuvo influenciada por los niveles de cobertura vegetal, acumulación de biomasa y de mantillo sobre la superficie del pastizal (Figura 19). La tasa de infiltración fue estadísticamente inferior con el pastoreo (7.24 ± 0.5 cm/hora) en comparación con el descanso (11.2 ± 1.4 cm/hora) ($P < 0.0001$). Los años de evaluación influyeron sobre la tasa de infiltración ($P < 0.0001$), con una tendencia a incrementar conforme transcurrían los años 2011 (8.2 ± 1.0 cm/hora), 2012 (10.4 ± 1.2 cm/hora) y 2013 (11.1 ± 1.0 cm/hora). Hubo diferencias significativas entre la interacción sistema de pastoreo por año sobre la tasa de infiltración del suelo ($P = 0.0003$). En pastoreo, la tasa de infiltración encontrada para los años 2011, 2012 y 2013 fueron 6.4 ± 0.8 , 7.9 ± 1.0 y 8.1 ± 1.0 cm/hora, respectivamente. En descanso, la tasa de infiltración encontrada para el año 2011 fue de 9.9 ± 1.1 cm/hora y esta incrementó progresivamente en los siguientes años 2012 (12.9 ± 1.3 cm/hora) y 2013 (14.1 ± 1.0 cm/hora).

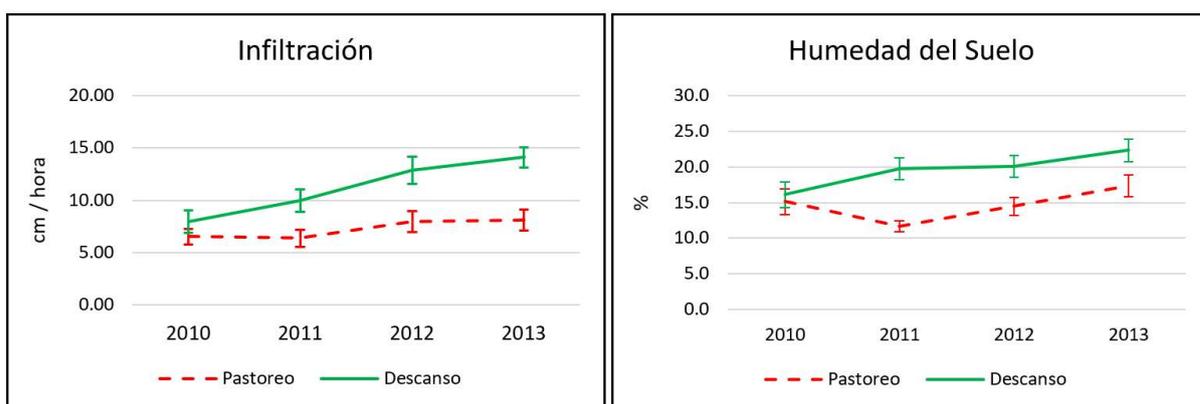


Figura 19. Efecto del Descanso sobre la Variación Temporal de la Función Hidrológica (barras verticales corresponden al \pm error estándar).

La humedad del suelo fue estadísticamente inferior con el pastoreo ($14.7 \pm 1.2\%$) que con el descanso ($19.6 \pm 1.3\%$) ($P < 0.0001$). Los años de evaluación tuvieron un efecto sobre la humedad del suelo ($P < 0.0001$), con una tendencia a incrementar conforme transcurrían los años 2011 ($15.7 \pm 4.0\%$), 2012 ($17.3 \pm 2.8\%$) y 2013 ($19.9 \pm 2.5\%$). Hubo diferencias significativas entre la interacción sistema de pastoreo por año sobre la humedad del suelo ($P=0.0041$). En pastoreo, la tasa de infiltración encontrada para los años 2011, 2012 y 2013 fueron $11.7 \pm 0.7\%$, $14.5\% \pm 1.2$ y $17.4 \pm 1.5\%$ respectivamente. En descanso, la tasa de infiltración encontrada para el año 2011 fue de $19.7 \pm 1.5\%$ y está incrementó progresivamente en los siguientes años 2012 ($20.1 \pm 1.5\%$) y 2013 (22.3 ± 1.6 cm/min).

Existe suficiente evidencia que demuestra la relación entre el nivel de protección del suelo generada por la vegetación y la función hidrológica del pastizal (Jia *et al.* 2006). La cobertura vegetal sobre el suelo cumple un rol protector contra la erosión, evaporación y la radiación. El pastoreo continuo reduce la cobertura vegetal limitando el almacenamiento y disponibilidad de agua en el suelo (Shi *et al.* 2013) debido a que se promueve la remoción frecuente de la biomasa vegetal. Por otro lado, un aumento en la cobertura vegetal a causa del descanso permitió mejorar la función hidrológica del pastizal evaluado a través de la tasa de infiltración y la humedad en el suelo. Estos resultados son similares a los obtenidos por Jia *et al.* (2006) y Shi *et al.* (2013) quienes demostraron el rol determinante de la cobertura vegetal para restablecer la función hidrológica del pastizal, en el cual los campos en descanso tienen adecuados niveles de humedad del suelo.

4.1.4 Variación Temporal de la Condición Ecológica del Pastizal

El impacto final del descanso y los años de evaluación se resumió en la estimación de la condición ecológica en respuesta a la variación de los indicadores ecológicos que la determinan (Figura 20). El sistema de pastoreo influyó sobre el valor forrajero ($P = 0.008$), donde el pastoreo fue significativamente inferior ($67.0 \pm 5.0\%$) con respecto al descanso ($84.2 \pm 1.3\%$). El año de evaluación no tuvo influencia sobre el valor forrajero de las plantas en el pastizal ($P = 0.4596$), lo cual quedo demostrado con la ausencia de interacción entre ambos factores ($P = 0.3082$).

El sistema de pastoreo influyó sobre el vigor de la planta clave *Festuca humilior* ($P = 0.0004$), donde el pastoreo redujo significativamente el vigor de las plantas ($12.1 \pm 1.1\%$) con respecto al descanso ($16.9 \pm 0.7\%$). El año de evaluación no influyó sobre el vigor de las plantas de *Festuca humilior* ($P = 0.578$) y se encontró diferencias significativas en la interacción entre el sistema de pastoreo por año sobre el vigor de las plantas ($P = 0.035$). En pastoreo, el vigor de las plantas encontrada para los años 2011, 2012 y 2013 fueron $13.4 \pm 2.3\%$, $12.1 \pm 3.7\%$ y $8.9 \pm 2.1\%$, respectivamente. En descanso, el vigor de las plantas para los años 2011, 2012 y 2013 fueron 16.3 ± 1.5 , 17.8 ± 2.5 y 18.2 ± 3.0 , respectivamente. Finalmente, el sistema de pastoreo influyó sobre la condición ecológica del pastizal ($P = 0.0157$). El descanso evidenció una mejor respuesta sobre el puntaje que determina el estatus ecológico del pastizal ($56.5 \pm 1.1\%$) en comparación con el pastoreo ($46.5 \pm 3.1\%$).

El año de evaluación no influyó sobre la condición ecológica del pastizal ($P = 0.6438$), lo cual quedó demostrado en la ausencia de interacción entre ambos factores ($P = 0.2677$).

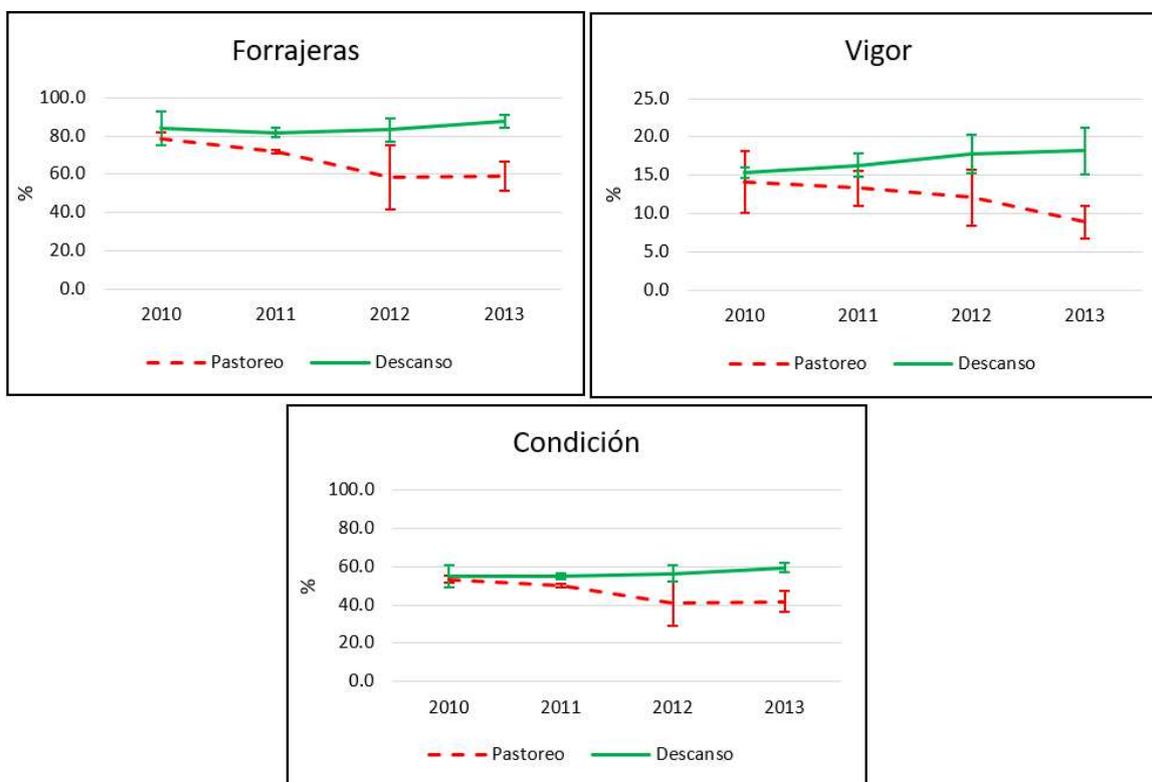


Figura 20. Efecto del Descanso sobre la Variación Temporal de la Condición Ecológica del Pastizal (barras verticales corresponden al \pm error estándar).

Con el transcurrir del tiempo, el pastoreo descontrolado desmejoró el valor de los componentes que definen la condición ecológica del pastizal, como son la cantidad de especies deseables para el ganado vacuno, el valor forrajero, la cobertura vegetal y el vigor de la planta clave *Festuca humilior* (Call y Roundy 1991). Por el contrario, el descanso mejoró el valor de la condición ecológica en respuesta a la reducción al mínimo de los efectos negativos del pastoreo como son la defoliación, pisoteo y la perturbación física del suelo (Yates *et al.* 2000), lo cual incrementó el vigor de la planta nativa clave *Festuca humilior* y favoreció la cantidad de especies forrajeras deseables para el ganado vacuno.

Los resultados indicarían cambios reversibles en la condición ecológica del pastizal dentro de un estado estable de la vegetación, debido a que sólo el retiro de los animales produjo una mejora en la condición del pastizal (Distel 2013). Probablemente, cuando se dió inicio al experimento, el ecosistema de pastizal todavía no había cruzado el umbral crítico de degradación por pastoreo irreversible. De ser así, es posible que sólo con el descanso no

hubiese sido suficiente para que se produzca una transición al estado deseable (Distel 2013). Si bien el estatus ecológico se mantuvo en regular con la aplicación del descanso por cuatro años, su tendencia a mejorar fue bastante clara, lo cual nos lleva a inferir que sería posible mejorar el estatus ecológico del pastizal con un periodo de descanso más prolongado. Los resultados coinciden con Yayneshet *et al.* (2009) y Weinert y Williams (2018), quienes reportaron la mejora de la condición del pastizal en el mediano plazo al aplicar el descanso.

4.2 ENSAYO 2: IMPACTO DE LOS SISTEMAS DE PASTOREO CONTINUO ESTACIONAL, CORTA DURACIÓN Y DIFERIDO ROTATIVO SOBRE LA CONDICIÓN ECOLÓGICA Y EL ESTADO DE SALUD DEL PASTIZAL

4.2.1 Cambios en la Condición Ecológica del Pastizal

El sistema de pastoreo influyó sobre la condición ecológica del pastizal ($P < 0.0001$), donde la mejor respuesta fue obtenida con el pastoreo diferido rotativo (Figura 21). Los años de evaluación no influyeron sobre la condición ($P = 0.2162$) y hubo interacción entre el sistema de pastoreo con el año de evaluación ($P < 0.0001$). En continuo, la condición fue de $42.9 \pm 0.4\%$ para el año 2016 y esta cantidad se redujo en los años siguientes 2017 ($46.0 \pm 0.9\%$) y 2018 ($39.1 \pm 0.8\%$) respectivamente. En el pastoreo de corta duración, la condición para el año 2016 fue de $48.1 \pm 1.4\%$, para el año 2017 fue de $50.8 \pm 2.0\%$ y para el 2018 fue de $53.1 \pm 2.4\%$ respectivamente. En el diferimiento, la condición fue superior, donde se encontró un aumento progresivo con los años 2016 ($52.3 \pm 0.3\%$), 2017 ($55.8 \pm 0.5\%$) y 2018 ($58.3 \pm 0.5\%$) respectivamente.

Con respecto a algunos de los indicadores que definen la condición ecológica del pastizal, encontramos que el valor forrajero estuvo influenciado por el sistema de pastoreo ($P < 0.0001$), donde la mejor respuesta fue obtenida con el pastoreo diferido. El año de evaluación no tuvo influencia sobre el valor forrajero ($P = 0.4842$) y se encontró interacción entre el sistema de pastoreo con los años de evaluación ($P < 0.0001$). En continuo, el valor forrajero fue de $85.0 \pm 2.0\%$ para el año 2016 y esta se redujo progresivamente para los años 2017 ($73.0 \pm 0.1\%$) y 2018 ($65.0 \pm 2.0\%$). En contraste, en el pastoreo de corta duración el valor forrajero basal para el año 2016 fue de $81.0 \pm 0.1\%$ y esta cantidad incremento en los años siguientes 2017 ($84.0 \pm 0.1\%$) y 2018 ($87.0 \pm 3.0\%$). En el diferimiento, el valor

forrajero evidenció un aumento progresivo con los años 2016 ($86.0 \pm 1.0\%$), 2017 ($87.0 \pm 2.0\%$) y 2018 ($89.0 \pm 2.0\%$) respectivamente.

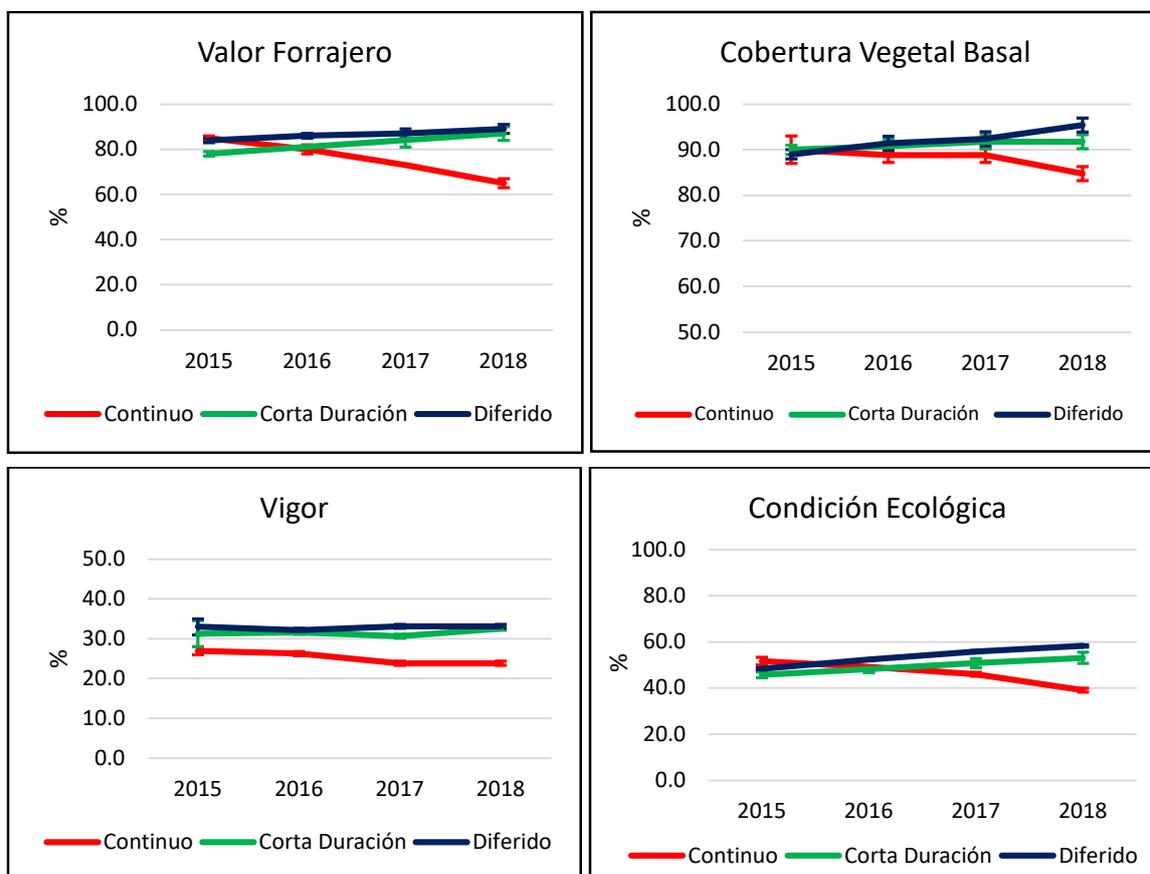


Figura 21. Variación temporal de la condición ecológica según sistema de pastoreo (barras verticales corresponden al \pm error estándar).

El régimen de pastoreo no influyó sobre la cobertura vegetal basal ($P=0.0520$), donde la mayor proporción se encontró con el pastoreo diferido al finalizar el estudio. El año de evaluación tampoco tuvo influencia sobre la cobertura vegetal basal ($P=0.8533$), donde el mayor promedio se obtuvo al finalizar el estudio en el año 2018. La interacción entre el sistema de pastoreo por año de evaluación no tuvo influencia sobre la cobertura vegetal basal ($P=0.2644$). En continuo, la cobertura vegetal basal fue de $88.8 \pm 1.6\%$ para el año 2016 y está se redujo progresivamente para los años 2017 ($88.8 \pm 1.6\%$) y 2018 ($84.8 \pm 1.6\%$). En contraste, en el pastoreo de corta duración la cobertura vegetal basal para el año 2016 fue de $90.8 \pm 1.6\%$ y está cantidad incremento en los años siguientes 2017 ($91.8 \pm 1.6\%$) y 2018 ($91.8 \pm 1.6\%$). En el diferimiento, la cobertura vegetal basal evidenció un aumento progresivo con los años 2016 ($91.4 \pm 1.6\%$), 2017 ($92.4 \pm 1.6\%$) y 2018 ($95.4 \pm 1.6\%$) respectivamente.

El vigor de la especie clave *Festuca humilior* fue influenciado por el sistema de pastoreo ($P < 0.0001$), donde se encontró una mejor respuesta con el pastoreo diferido. El año de evaluación no tuvo influencia sobre el vigor ($P = 0.8858$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con los años de evaluación ($P = 0.3919$). En continuo, el vigor fue de $26.3 \pm 0.5\%$ para el año 2016 y está se redujo progresivamente para los años 2017 ($23.9 \pm 0.5\%$) y 2018 ($23.9 \pm 0.5\%$). En contraste, en el pastoreo de corta duración el vigor para el año 2016 fue de $31.6 \pm 0.5\%$ y esta cantidad incrementó en los años siguientes 2017 ($30.7 \pm 0.5\%$) y 2018 ($32.6 \pm 0.5\%$). En el diferimiento, el vigor evidenció un aumento progresivo con los años 2016 ($32.2 \pm 0.5\%$), 2017 ($33.2 \pm 0.5\%$) y 2018 ($33.2 \pm 0.5\%$) respectivamente. Los resultados demostraron que el manejo del componente animal a través de los sistemas de pastoreo es un factor determinante sobre la condición del pastizal.

Al respecto, Holechek *et al.* (1989) mencionaron que a mayor nivel de exigencia o uso del pastizal a través del pastoreo se traducirá en una desmejora de la condición y en contraste, aquellos sistemas de pastoreo que contemplen periodos de utilización y descanso más prolongado favorecerá el mantenimiento o incremento de la condición del pastizal y una mejor respuesta del ecosistema. En el pastoreo continuo existió una mayor exigencia al ecosistema por abastecer constantemente de forraje a los animales que pastorean esas áreas (vacunos y ovinos) y este tipo de manejo ocasionó en primer lugar la reducción de las plantas claves consideradas como deseables y poco deseables para el ganado vacuno, debido a que son las primeras en “desaparecer” al ser preferentemente ingeridas durante los pastoreos (Savory 1983; Holechek *et al.* 1989).

No obstante, durante el experimento no se tuvo control sobre el pastoreo y por lo tanto al no poder regular la carga ni la frecuencia de pastoreos ocasionó una reducción significativa de estas especies y por ende del valor forrajero. Durante el pastoreo continuo las plantas individuales se someten a múltiples defoliaciones severas sin suficiente tiempo de recuperación fisiológica entre tales eventos (Roshier y Nicol 1998). Esto condujo a la pérdida de dominancia de las gramíneas nativas perennes y una reducción de su presencia y vigor en el campo. Situación que conllevó a la apertura de nuevos espacios para la invasión de nuevas especies de plantas anuales, y perennes, que fueron ganando mayor espacio y distribución en el campo de pastoreo ocasionaron un efecto negativo y decreciente del valor forrajero (Brady *et al.* 1989).

Por otro lado, cuando el pastizal fue sometido a niveles de extracción de forraje moderados bajo una carga y frecuencia definidos en función a la disponibilidad de forraje, como en el caso del pastoreo de corta duración y diferido mostró una tendencia a incrementar progresivamente el valor forrajero. Esta respuesta sugiere que los periodos moderados y largos de aplazamiento del pastoreo puede ser necesario para mantener o incrementar el nivel de rebrote y/o regeneración de gramíneas nativas en el campo de pastoreo, y de este modo asegurar su presencia e incrementar su vigor (Smith y Schmutz 1975). Este tipo de manejo conllevó también a reducir la aparición y diversidad de otras especies invasoras como hierbas y pseudogramíneas (Brady *et al.* 1989) y por ende incrementar el valor forrajero.

Asociado con los resultados del valor forrajero, la cobertura vegetal basal también estuvo influenciado por el sistema de pastoreo aplicado al pastizal. Una mejor respuesta se obtuvo en los sistemas de pastoreo diferido y corta duración, como consecuencia de una regulación del uso de la carga y frecuencias de pastoreo, y favorecido por los periodos de no uso (Weigel *et al.* 1989). Por otro lado, la reducción de la cobertura vegetal en el pastoreo continuo fue resultado de un uso continuo, donde hubo defoliación continua y constante, y por ende una menor protección a la superficie del suelo (Manley *et al.* 1997). La respuesta del vigor de las plantas de *Festuca humilior* como especie indicadora clave también estuvo asociado con el sistema de pastoreo aplicado al pastizal.

El pastoreo continuo condujo invariablemente a una disminución en la productividad de la planta, la biomasa de las raíces y el vigor (Briske 1991), particularmente en especies que son menos tolerantes a los altos niveles de herbivoría (Weigel *et al.* 1989). Esto a su vez resulta en un menor regeneración y supervivencia de plantas preferidas debido a la competencia de plantas invasoras no palatables (Briske 1991). Por lo tanto, el vigor mostró una tendencia a la reducción con el tiempo, debido a los patrones de defoliación más severos y constantes descritos anteriormente y por otro lado, con los sistemas de pastoreo corta duración y diferido se mantuvo la tendencia a mejorar el vigor de las plantas, debido a que se le brinda al pastizal espacios de tiempo para el rebrote y regeneración de plántulas, conllevando a la mejora de este indicador (Smith y Schmutz 1975; Savory y Parsons 1980).

Con el transcurrir del tiempo, el pastoreo continuo desmejoró el valor de los componentes que definen la condición ecológica del pastizal, como son el valor forrajero, la cobertura vegetal y el vigor de la planta clave *Festuca humilior* (Call y Roundy 1991). Por el contrario,

tanto los sistemas de pastoreo de corta duración como el diferido mejoraron el valor de la condición ecológica en respuesta a la moderación y control sobre los efectos negativos del pastoreo como son la defoliación, pisoteo y la perturbación física del suelo (Yates *et al.* 2000), debido a que estos indicadores pueden ser definidos por el productor / operario, lo cual incrementó el vigor de la planta nativa clave *Festuca humilior* y favoreció la cantidad de especies forrajeras deseables para el ganado vacuno. Nuestros resultados coinciden con lo señalado por Smith y Schmutz (1975); Manley *et al.* (1997) y Yalli (2017) quienes reportaron la mejora de la condición del pastizal en el mediano plazo al aplicar sistemas de pastoreo de corta duración y diferido con respecto a una situación donde el pastoreo fue continuo.

4.2.2 Cambios Temporales en el Estado de Salud del Pastizal

A. Variación temporal de la integridad biótica

Los cambios temporales de la integridad biótica y de los grupos funcionales relacionados con ella, se pueden apreciar en la Figura 22 y los resultados de la composición florística (%) según las especies nativas encontradas por tratamiento se pueden apreciar en el Anexo 2. El estudio de la integridad biótica reveló que no estuvo influenciada por el sistema de pastoreo ($P=0.0844$), donde la mejor respuesta se obtuvo con el pastoreo diferido. Los años de evaluación no influyeron sobre la integridad biótica ($P=0.3273$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con el año de evaluación ($P=0.1610$). En continuo, la integridad biótica se mantuvo en la categoría “moderadamente alterado”, donde al inicio fue de $65.6 \pm 2.0\%$ para el año 2016 y este valor se redujo en los años siguientes 2017 ($64.6 \pm 5.1\%$) y 2018 ($56.8 \pm 4.8\%$) respectivamente. En el pastoreo de corta duración, hubo una mejora de este parámetro, evidenciado por un inicio en la categoría “moderadamente alterado” y finalizó con el estatus “no alterado”. Hubo una tendencia hacia el incremento de este valor con el transcurrir de los años, para el año 2016 fue de $61.6 \pm 2.0\%$, para el año 2017 fue de $63.6 \pm 2.0\%$ y para el 2018 fue de $67.6 \pm 4.0\%$ respectivamente. En el diferimiento, la integridad biótica mejoró de una situación “moderadamente alterado” hasta la categoría “no alterado”, donde se encontró un incremento del valor con el transcurrir de los años 2016 ($66.6 \pm 1.0\%$), 2017 ($68.7 \pm 1.0\%$) y 2018 ($70.7 \pm 1.0\%$) respectivamente.

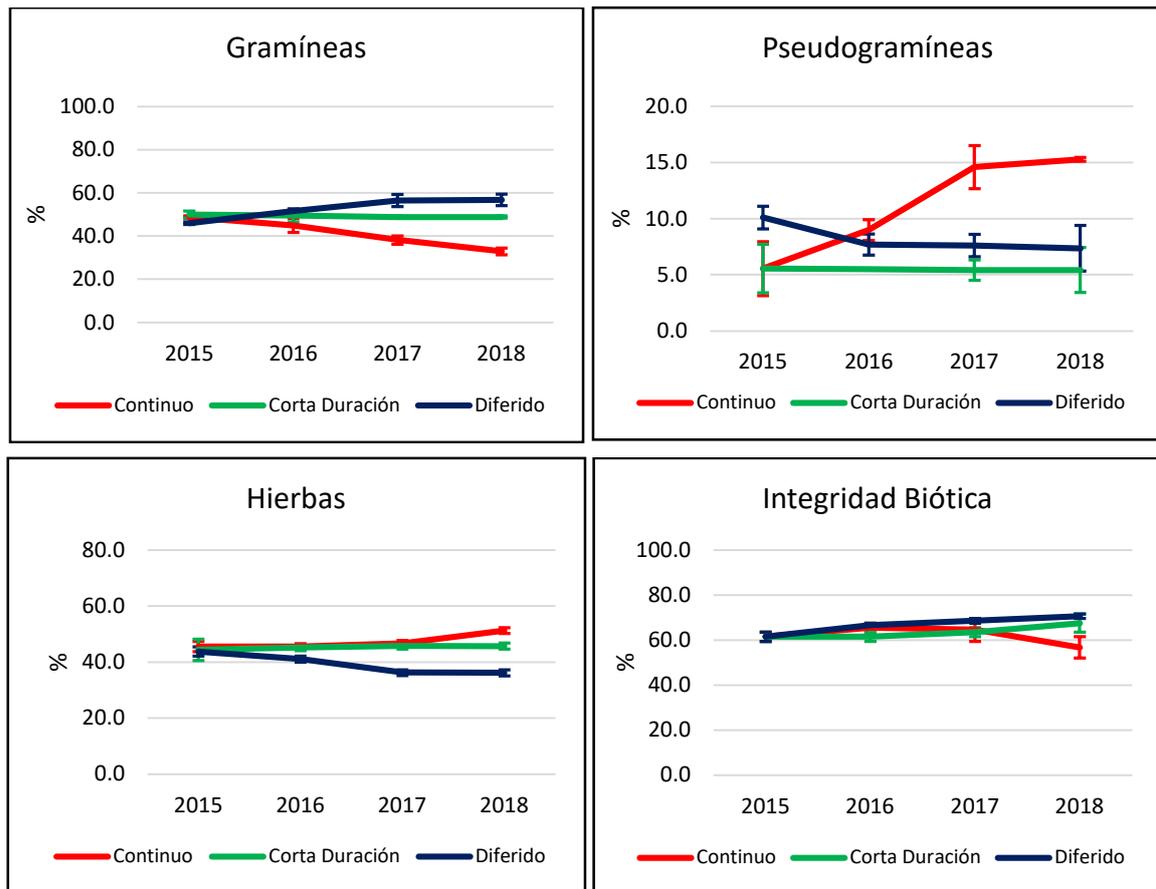


Figura 22. Variación temporal de la integridad biótica según sistema de pastoreo (barras verticales corresponden al \pm error estándar).

Las tasas de cambio en los grupos funcionales fueron relativamente lentas para gramíneas y hierbas, en comparación con las tasas de cambio más rápidas en pseudogramíneas y no se encontraron arbustos en la composición florística del pastizal. La proporción de gramíneas fue significativamente superior con la aplicación del diferimiento con respecto al pastoreo de corta duración y continuo ($P < 0.0001$) y no se presentaron diferencias significativas entre los años de evaluación ($P = 0.4452$). Sin embargo, existieron diferencias significativas entre la interacción del sistema de pastoreo con los años de evaluación ($P = 0.0005$). En continuo, la mayor proporción de gramíneas se encontró al inicio del experimento, en el año 2016 ($44.9 \pm 3.3\%$) y disminuyó progresivamente en los años siguientes 2017 ($38.2 \pm 2.0\%$) y 2018 ($32.9 \pm 1.6\%$) respectivamente. Similarmente, en corta duración, la proporción de gramíneas mantuvo una tendencia decreciente con el transcurrir de los años 2016 ($49.5 \pm 2.8\%$), 2017 ($48.9 \pm 0.5\%$) y 2018 ($48.9 \pm 0.5\%$) respectivamente. Por el contrario, en el diferimiento, la proporción de gramíneas mantuvo una tendencia creciente con los años 2016 ($51.6 \pm 1.1\%$), 2017 ($56.5 \pm 2.8\%$) y 2018 ($56.8 \pm 2.7\%$) respectivamente.

La proporción de pseudogramíneas fue significativamente superior con el pastoreo continuo con respecto al pastoreo corta duración y el diferido ($P=0.0007$) y no se presentaron diferencias significativas entre los años de evaluación ($P=0.1880$). Sin embargo, existieron diferencias significativas entre la interacción del sistema de pastoreo con los años de evaluación ($P=0.0166$). En continuo, la menor proporción de pseudogramíneas se encontró al inicio del experimento, en el año 2016 ($9.0 \pm 0.9\%$) e incrementó progresivamente en los años siguientes 2017 ($14.6 \pm 1.9\%$) y 2018 ($15.3 \pm 0.2\%$) respectivamente. Por el contrario, en corta duración, la proporción de pseudogramíneas mantuvo una tendencia decreciente con el transcurrir de los años 2016 ($5.5 \pm 0.1\%$), 2017 ($5.4 \pm 0.9\%$) y 2018 ($5.4 \pm 2.0\%$) respectivamente. En el diferimiento, la proporción de pseudogramíneas se redujo con los años 2016 ($7.7 \pm 0.9\%$), 2017 ($7.6 \pm 1.0\%$) y 2018 ($7.4 \pm 2.0\%$) respectivamente.

El régimen de pastoreo influyó sobre la proporción de hierbas ($P=0.0001$), donde esta fue significativamente superior con el pastoreo continuo con respecto al pastoreo corta duración y diferido, y no se presentaron diferencias significativas entre los años de evaluación ($P=0.7231$). Sin embargo, no hubo diferencias significativas entre la interacción del sistema de pastoreo con los años de evaluación ($P=0.0563$). En continuo, la menor proporción de hierbas se encontró al inicio del experimento, en el año 2016 ($45.6 \pm 1.1\%$) e incrementó progresivamente en los años siguientes 2017 ($46.7 \pm 1.1\%$) y 2018 ($51.3 \pm 1.1\%$) respectivamente. De modo similar, en corta duración, la proporción de hierbas mantuvo una tendencia creciente con el transcurrir de los años 2016 ($45.2 \pm 1.1\%$), 2017 ($45.7 \pm 1.1\%$) y 2018 ($45.8 \pm 1.1\%$) respectivamente. Por el contrario, en el diferimiento, la proporción de hierbas se redujo progresivamente con los años 2016 ($41.1 \pm 1.1\%$), 2017 ($36.3 \pm 1.1\%$) y 2018 ($36.2 \pm 1.1\%$) respectivamente.

Los sistemas de pastoreo pueden inducir a cambios en las especies de una comunidad de plantas y proporcionar un estado de retroalimentación negativa que afecta a la integridad biótica del suelo (Coleman y Crossley 1996). Cambios en la composición de especies en un campo de pastoreo podrían tener implicancias sobre las funciones ecosistemas que estos brindan a su entorno y que podrían afectar la integridad biótica del ecosistema (Holechek *et al.* 1989). El pastizal sometido a tratamientos de pastoreo corta duración y diferido mostraron poco efecto sobre la diversidad de plantas en comparación al tratamiento de pastoreo continuo donde se encontró una mayor diversidad de especies (Weigel *et al.* 1989), lo que sugiere que pueden ser necesarios largos períodos de aplazamiento del pastoreo para

incrementar la proporción y la dominancia de las gramíneas perennes y reducir la diversidad de hierbas y pseudogramíneas (Smith y Schmutz 1975; Brady *et al.* 1989).

Los resultados encontrados son acordes a lo reportado por Smith y Schmutz (1975) y Weigel *et al.* (1989) quienes señalaron que la defoliación generada por los sistemas de pastoreo se define en términos de intensidad o proporción de forraje removido y frecuencia o intervalo de tiempo entre defoliaciones. Los sistemas de pastoreo producen modificaciones en el crecimiento de las plantas y en el metabolismo para promover el desarrollo foliar y restablecer su capacidad fotosintética (Lemaire 2001). La frecuencia y altura de corte del pasto influyeron también en la estructura del tapiz del pastizal y afectan la relación hoja/tallo, tasa de crecimiento, densidad de tallos, tasa de expansión foliar y la remoción de meristemas apicales, variables relacionadas con la producción y calidad del forraje (Buttolph y Coppock 2004). La altura de corte está asociada también con la cantidad de follaje y yemas remanentes, lo cual tiene un efecto directo en el rebrote (Azimi y Mozafari 2017).

La respuesta encontrada con las gramíneas y hierbas fue similar a otros estudios, donde las pseudogramíneas representaron también al grupo funcional con mayor variación (Smith y Schmutz 1975; Brady *et al.* 1989; Weigel *et al.* 1989). Sin embargo, Manley *et al.* (1997) informaron incrementos en producción de hierbas a medida que los sistemas de pastoreos generan un aumento en las tasas de almacenamiento (remanente en el campo de pastoreo), lo que sugiere que la respuesta positiva de las hierbas a una mayor intensidad de pastoreo puede ser resultado de una menor competencia con los pastos perennes. Poco se sabe de la autoecología de la mayoría de las especies halladas en el área de estudio y se justifica una mayor investigación sobre los mecanismos que estimulan o disuaden el establecimiento de estas especies (Heitschmidt *et al.* 1982). Por otro lado, los cambios en la estructura de la vegetación podrían estar asociados también en respuesta a los patrones de precipitación, los cambios estacionales propios de la puna y la diferencia en los niveles de humedad del suelo (Norwine y Bingham 1985).

B. Variación temporal de la función hidrológica

Una mejor respuesta fue obtenida con el pastoreo diferido y esta tendencia fue mucho más obvia con el transcurrir de los años (Figura 23). La función hidrológica estuvo influenciada por el sistema de pastoreo ($P=0.0196$), donde una mejor respuesta fue obtenida con el

pastoreo diferido. Los años de evaluación no influyeron sobre la función hidrológica ($P=0.9408$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con el año de evaluación ($P=0.1907$). En continuo, la función hidrológica se mantuvo en la categoría “regular”, donde al inicio fue de $65.3 \pm 3.3\%$ para el año 2016 y este valor se redujo en los años siguientes 2017 ($58.8 \pm 3.4\%$) y 2018 ($55.0 \pm 5.3\%$) respectivamente. En el pastoreo de corta duración, la función hidrológica se mantuvo también en la categoría “regular”, sin embargo, hubo una tendencia hacia la mejora de este indicador con el transcurrir de los años, para el año 2016 fue de $66.1 \pm 4.1\%$, para el año 2017 fue de $66.1 \pm 0.8\%$ y para el 2018 fue de $67.7 \pm 2.5\%$ respectivamente. En el diferimiento, la función hidrológica se mantuvo en una situación “regular”, donde se encontró un incremento del valor con el transcurrir de los años 2016 ($66.9 \pm 1.7\%$), 2017 ($68.6 \pm 3.3\%$) y 2018 ($72.7 \pm 0.8\%$) respectivamente.

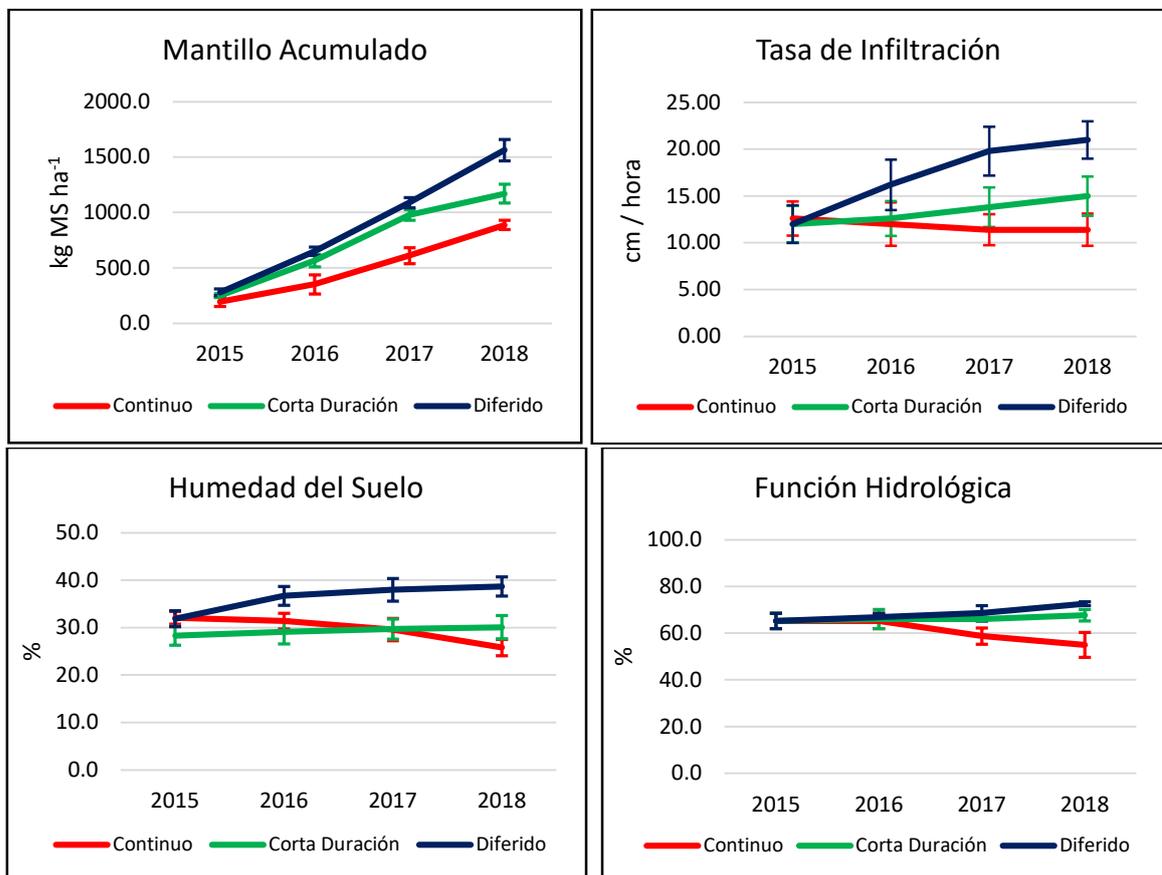


Figura 23. Variación temporal de la función hidrológica según sistema de pastoreo (barras verticales corresponden al \pm error estándar).

El sistema de pastoreo influyó sobre la acumulación de mantillo, donde esta fue significativamente superior con el diferido con respecto al pastoreo de corta duración y el continuo ($P < 0.0001$). El año de evaluación también influyó sobre la acumulación de mantillo, siendo este valor superior en el último año de evaluación 2018 ($P < 0.0001$) y hubo

diferencias significativas entre la interacción del sistema de pastoreo con los años de evaluación ($P=0.0002$). En continuo, la cantidad de mantillo fue de 352.3 ± 86.9 kgMS/ha para el año 2016 y esta cantidad incremento en los años siguientes 2017 (611.3 ± 71.2 kgMS/ha) y 2018 (888.5 ± 42.1 kgMS/ha) respectivamente. De modo similar, en pastoreo de corta duración, la acumulación de mantillo mantuvo una tendencia creciente con el transcurrir de los años 2016 (565.0 ± 56.4 kgMS/ha), 2017 (977.3 ± 47.8 kgMS/ha) y 2018 (1170.9 ± 83.9 kgMS/ha) respectivamente. En el diferimiento, la acumulación de mantillo fue muy superior que los anteriores, donde se encontró un aumento progresivo con los años 2016 (650.9 ± 38.6 kgMS/ha), 2017 (1089.6 ± 45.4 kgMS/ha) y 2018 (1563.4 ± 96.0 kgMS/ha) respectivamente.

El sistema de pastoreo influyó sobre la tasa de infiltración ($P=0.0015$), donde la mayor proporción se encontró con el pastoreo diferido. Los años de evaluación no influyeron sobre la tasa de infiltración ($P=0.1695$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con el año de evaluación ($P=0.2910$). En continuo, la tasa de infiltración fue de 12.0 ± 2.3 cm/hora para el año 2016 y esta cantidad se redujo en los años siguientes 2017 (11.4 ± 1.6 cm/hora) y 2018 (11.4 ± 1.7 cm/hora) respectivamente. En el pastoreo de corta duración, la tasa de infiltración para el año 2016 fue de 12.6 ± 1.9 cm/hora, valor que incrementó progresivamente con los años siguientes 2017 (13.8 ± 2.1 cm/hora) y 2018 (15.0 ± 2.1 cm/hora) respectivamente. En el diferimiento, la tasa de infiltración fue muy superior, donde se encontró un aumento progresivo con los años 2016 (16.2 ± 2.7 cm/hora), 2017 (19.8 ± 2.6 cm/hora) y 2018 (21.0 ± 2.0 cm/hora) respectivamente.

El régimen de pastoreo influyó sobre la humedad del suelo ($P<0.0001$), donde la mayor proporción se encontró con el pastoreo diferido. Los años de evaluación no influyeron sobre la humedad del suelo ($P=0.7205$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con el año de evaluación ($P=0.0913$). En continuo, la humedad del suelo fue de $31.4 \pm 1.6\%$ para el año 2016 y esta cantidad se redujo en los años siguientes 2017 ($29.6 \pm 2.4\%$) y 2018 ($25.8 \pm 1.7\%$) respectivamente. En el pastoreo de corta duración, la humedad del suelo para el año 2016 fue de $29.1 \pm 2.6\%$, valor que incrementó progresivamente con los años siguientes 2017 ($29.7 \pm 2.1\%$) y 2018 ($30.1 \pm 2.5\%$) respectivamente. En el diferimiento, la humedad del suelo fue superior respecto a los dos sistemas, donde se encontró un aumento progresivo con los años 2016 ($36.7 \pm 2.0\%$), 2017 ($38.0 \pm 2.4\%$) y 2018 ($38.7 \pm 2.0\%$) respectivamente.

El sistema de pastoreo utilizado afectó la estructura de la vegetación, en respuesta a los tipos de plantas que se pastan, la frecuencia, tiempo, grado y uniformidad de uso (Blackburn 1983; Wood y Blackburn 1984), la densidad de animales (Willatt y Pullar 1983), el contenido de agua del suelo (Robinson y Alderfer 1952) y las condiciones climáticas (Warren *et al.* 1986). Los sistemas de pastoreo más especializados, como es el caso del diferido y el de corta duración, permitieron desocupar el pastizal durante una estación en particular, de modo que la vegetación se benefició y recuperó al no ser pastoreada, pisoteada o perturbada (Heady 1975). El pastoreo excesivo tiene un impacto negativo en las comunidades vegetales, que con su disminución se afectará negativamente la retención de agua (Walther *et al.* 2011).

Al respecto, Mc Calla *et al.* (1984) señalaron que una mayor vegetación creciendo sobre la superficie del suelo asegurará una continua dotación de hojarasca o mantillo necesario para el mantenimiento de la función hidrológica. Asimismo, Busby y Gifford (1981) y Schönbach *et al.* (2011) reportaron que el pastoreo es un impulsor tan determinante que es capaz de ocasionar modificaciones en la cubierta vegetal que podría alterar la respuesta en la producción de mantillo. Cuando el mantillo es escaso sobre la superficie podría ocasionar alteraciones en la función hidrológica del ecosistema tales como: (a) aumentar el impacto de las gotas de lluvia, (b) disminuir la materia orgánica y los agregados del suelo, (c) aumentar los signos de erosión superficiales del suelo y mayor escorrentía y (d) disminuir las tasas de infiltración de agua. En adición, se ha demostrado que el sobrepastoreo aumenta la erosión eólica e hídrica al reducir la cubierta vegetal y al alterar las superficies del suelo (Belnap y Gillette 1998). El pisoteo por un número excesivo de ganado también puede conducir a la compactación de los suelos, lo que daña las raíces de las plantas (Watkins y Clements 1978) y hace que se concentren cerca de la superficie del suelo (Dormaar y Willms 1998).

Respuestas similares fueron encontrados por McCalla *et al.* (1984) quienes reportaron que cualquier régimen de manejo de pastoreo que mejore la acumulación de mantillo y la cobertura vegetal debería facilitar la recarga del agua en el suelo en pastizales. Al respecto, Yalli (2017) reportó mayores niveles de humedad del suelo e infiltración en un sistema de pastoreo diferido con vacunos, en respuesta a una mayor acumulación de mantillo sobre la superficie del suelo. Del mismo modo, Thompson (1968) señaló que el pastoreo con animales tiene una gran influencia sobre los niveles de infiltración y humedad del suelo, principalmente en el horizonte superficial y estos efectos desmejoran siendo más notorios a medida que se incrementa la carga e intensidad de pastoreo. Por otro lado, debemos

considerar que los patrones de humedad e infiltración del suelo está influenciado también por las estaciones del año (Achouri y Gifford 1984).

Contrariamente a los resultados encontrados en este experimento, Thurow *et al.* (1986) descubrieron en ecosistemas de matorral y césped de puna que las tasas de infiltración en un pastoreo de corta duración con una alta intensidad fueron más bajas que las encontradas en un pastoreo continuo con carga moderada. Por otro lado, también reportó que la infiltración del suelo bajo pastoreo continuo pesado fue estadísticamente más inferior que la hallada en un pastoreo de corta duración con intensidad moderada en ecosistemas de césped de puna. Asimismo, Wood y Blackburn (1981) no encontraron diferencias en las tasas de infiltración entre un sistema de corta duración con alta intensidad y baja frecuencia y el pastoreo continuo bajo una carga moderada o pesada. En adición reportaron que la tasa de infiltración hallada en un sistema de pastoreo diferido rotativo fue mayor que la de los pastizales sometidos a pastoreos de corta duración con alta intensidad y baja frecuencia. Finalmente, Rauzi y Smith (1973) concluyeron que, en suelos francos y francos arenosos, como los encontrados en este experimento, la humedad del suelo y las tasas de infiltración fueron mayores en pasturas tratadas con pastoreo leve a moderado en comparación con pasturas utilizadas bajo pastoreo intenso.

C. Variación temporal de la estabilidad del sitio

El régimen de pastoreo afectó de modo distinto la estabilidad del sitio del pastizal, encontrándose las mayores diferencias al finalizar el estudio (Figura 24). Con respecto a la estabilidad del sitio, ni el sistema de pastoreo ($P=0.0559$) y ni los años de evaluación ($P=0.9997$) tuvieron influencia sobre los indicadores que lo determinan. Asimismo, no se encontró interacción entre el sistema de pastoreo con los años de evaluación ($P=0.4788$). En continuo, la estabilidad del sitio se mantuvo en la categoría “en riesgo”, donde al inicio fue de $64.6 \pm 3.0\%$ para el año 2016 y este valor desmejoró en los años siguientes 2017 ($62.6 \pm 3.03\%$) y 2018 ($59.6 \pm 4.0\%$) respectivamente. En el pastoreo de corta duración, la estabilidad del sitio se mantuvo también en la categoría “en riesgo”, sin embargo, fue notorio una mejora de este atributo con el transcurrir de los años, para el año 2016 fue de $65.6 \pm 4.0\%$, para el año 2017 fue de $66.1 \pm 0.5\%$ y para el 2018 fue de $66.6 \pm 1.0\%$ respectivamente. En el diferimiento, la estabilidad del sitio mejoró de una situación “en

riesgo” hasta la categoría “estable”, donde se encontró una mejora del valor con el transcurrir de los años 2016 ($66.6 \pm 1.0\%$), 2017 ($68.7 \pm 3.0\%$) y 2018 ($70.7 \pm 1.0\%$) respectivamente.

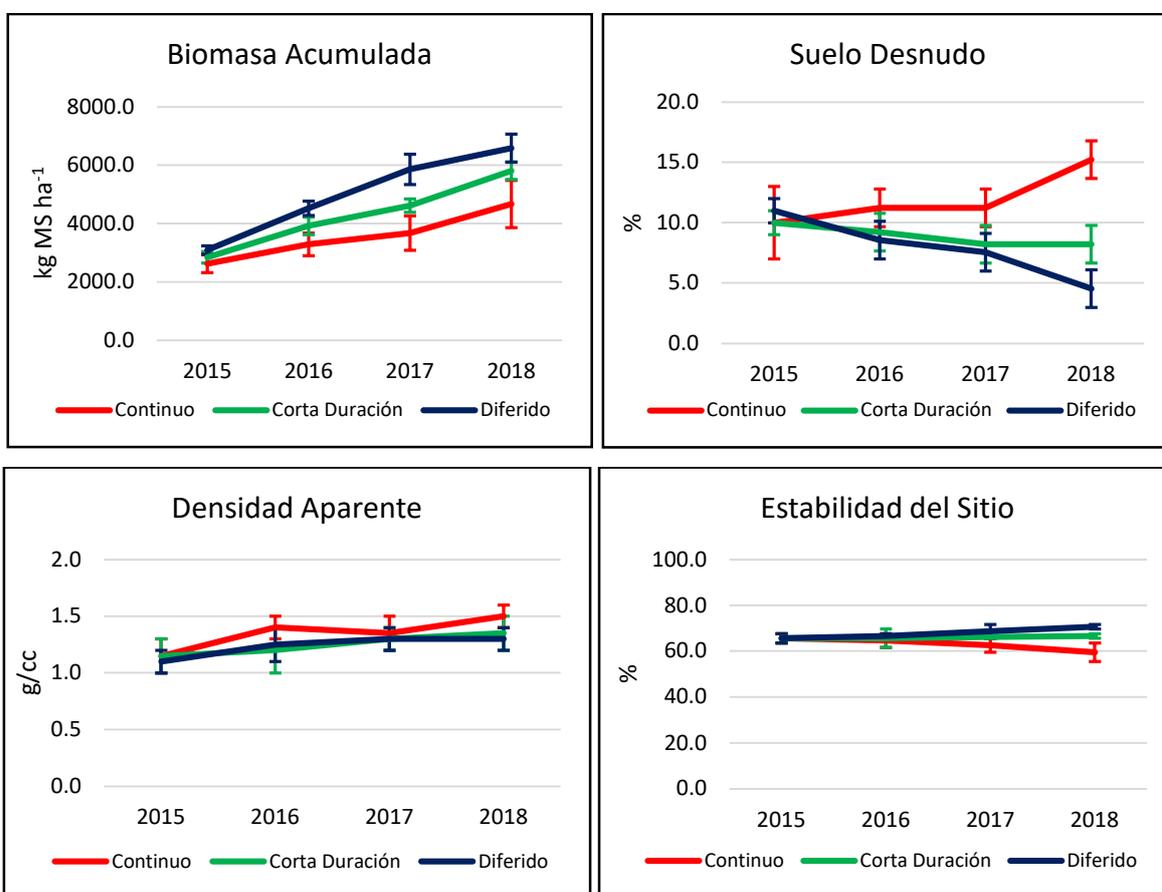


Figura 24. Variación temporal de la estabilidad del sitio según sistema de pastoreo (barras verticales corresponden al \pm error estándar).

El sistema de pastoreo influyó sobre la acumulación de biomasa vegetal, donde esta fue significativamente superior con el diferido con respecto al corta duración y el continuo ($P < 0.0001$). El año de evaluación también influyó sobre la acumulación de biomasa, siendo este valor superior en el último año de evaluación 2018 ($P < 0.0001$) y no hubo diferencias significativas entre la interacción del sistema de pastoreo con los años de evaluación ($P = 0.5209$). En continuo, la cantidad de biomasa fue de $3,287.9 \pm 386.6$ kgMS/ha para el año 2016 y esta cantidad incremento en los años siguientes 2017 ($3,671.6 \pm 593.0$ kgMS/ha) y 2018 ($4,668.0 \pm 812.4$ kgMS/ha) respectivamente. De modo similar, el pastoreo de corta duración, la acumulación de biomasa mantuvo una tendencia creciente con el transcurrir de los años 2016 ($3,922.5 \pm 299.2$ kgMS/ha), 2017 ($4,615.0 \pm 231.2$ kgMS/ha) y 2018 ($5,810.3 \pm 298.8$ kgMS/ha) respectivamente. En el diferimiento, la acumulación de biomasa fue muy superior, donde se encontró un aumento progresivo con los años 2016 ($4,526.3 \pm 246.7$

kgMS/ha), 2017 ($5,860.0 \pm 519.6$ kgMS/ha) y 2018 ($6,582.0 \pm 479.7$ kgMS/ha) respectivamente.

El régimen de pastoreo no influyó sobre el porcentaje de suelo desnudo ($P=0.0520$), donde la mayor proporción se encontró con el pastoreo continuo. Los años de evaluación no influyeron sobre el porcentaje de suelo desnudo ($P=0.8533$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con el año de evaluación ($P=0.2644$). En continuo, el nivel de suelo desnudo fue $11.2 \pm 1.6\%$ para el año 2016 y esta cantidad incrementó en los años siguientes 2017 ($11.2 \pm 1.6\%$) y 2018 ($15.2 \pm 1.6\%$) respectivamente. En el pastoreo de corta duración, el porcentaje de suelo desnudo para el año 2016 fue de $9.2 \pm 1.6\%$, valor que disminuyó progresivamente con los años siguientes 2017 ($8.2 \pm 1.6\%$) y 2018 ($8.2 \pm 1.6\%$) respectivamente. En el diferimiento, el porcentaje de suelo desnudo fue el más inferior de todos los sistemas de pastoreo estudiados, donde se encontró una reducción progresiva con los años 2016 ($8.6 \pm 1.6\%$), 2017 ($7.6 \pm 1.6\%$) y 2018 ($4.6 \pm 1.6\%$) respectivamente.

El sistema de pastoreo no influyó sobre la densidad aparente ($P=0.4481$), donde la mayor proporción se encontró con el pastoreo continuo. Los años de evaluación no influyeron sobre la densidad aparente ($P=0.1844$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con el año de evaluación ($P=0.9847$). En continuo, la densidad aparente fue 1.4 ± 0.1 g/cc para el año 2016 y este valor incrementó en los años siguientes 2017 (1.4 ± 0.1 g/cc) y 2018 (1.5 ± 0.1 g/cc) respectivamente. En el pastoreo de corta duración, la densidad aparente para el año 2016 fue de 1.2 ± 0.2 g/cc, valor que aumentó con los años siguientes 2017 (1.3 ± 0.1 g/cc) y 2018 (1.4 ± 0.1 g/cc) respectivamente. En el diferimiento, la densidad aparente se mantuvo constante con los años 2016 (1.3 ± 0.2 g/cc), 2017 (1.3 ± 0.1 g/cc) y 2018 (1.3 ± 0.1 g/cc).

Los sistemas de pastoreo evaluados no afectaron la estabilidad del sitio del pastizal, sin embargo, hubo diferencias en los parámetros referidos a la acumulación de biomasa, suelo desnudo y densidad aparente del suelo. El pastoreo continuo se asoció con una serie de impactos negativos, que incluyen entre otros, a una menor producción de biomasa, mayor terreno desnudo y mayor nivel de densidad aparente (grado de compactación). En los ecosistemas de pastizales, el mantenimiento de la función normal del suelo y la salud del ecosistema solo es posible si existe una cobertura adecuada de plantas y hojarasca para proporcionar protección contra la pérdida del suelo y permitir que los microorganismos del suelo funcionen de manera óptima (Thurow 1991; Rietkerk *et al.* 2000; Bardgett 2005).

Una mayor producción de biomasa asegura con el tiempo un abastecimiento continuo de hojarasca que mejora la infiltración, las temperaturas de amortiguación y disminuye la evaporación para que la humedad del suelo se retenga por más tiempo después de cada evento de precipitación. Esto mejora la actividad microbiana del suelo, lo que promueve la estabilidad de los agregados del suelo, mantiene el estado y la disponibilidad de nutrientes de la planta, mejora las condiciones de crecimiento de la planta y da como resultado la incorporación de más materia orgánica en el suelo (Teague *et al.* 2011). Investigaciones previas han indicado que el tipo y la cantidad de cobertura vegetal asegura una adecuada producción de biomasa vegetal que influye en gran medida en los parámetros físicos del suelo y las propiedades hidrológicas (Blackburn 1975; Thurow *et al.* 1986; Thurow *et al.* 1987). Los beneficios son menos probables bajo tierra descubierta, seguidos en orden ascendente por pastos cortos, pastos de porte alto y plantas leñosas (Thurow 1991).

En ecosistemas de pastizal tipo pajonal, de todos los grupos funcionales, las gramíneas tienden a producir las mayores cantidades de follaje y biomasa, que cuando caen sobre el suelo se acumulan, se descomponen y se incorporan al suelo. Esto conduce a mayores cantidades de materia orgánica por encima y por debajo del suelo y a una mayor diversidad de microbios del suelo debajo del suelo (Milne y Haynes 2004). Situación que favoreció una mayor formación de agregados estables del suelo que ayudan a la infiltración del agua y mejoran la fertilidad del suelo (Herrick *et al.* 1999) por lo que la estabilidad del sitio mejora (Pyke *et al.* 2002). Estos procesos de construcción del suelo son inhibidos por la herbivoría excesiva y el pisoteo excesivo, como lo ocasionado por el pastoreo continuo (Thurow 1991). Los resultados obtenidos con la acumulación de biomasa coinciden con lo reportado por Beukes y Cowling (2003), Teague *et al.* (2004) y Teague *et al.* (2010), quienes encontraron una mejor respuesta de la vegetación bajo sistemas de pastoreo de corta duración con respecto a pastoreos continuos ligeros y pesados.

La cantidad de suelo desnudo es un buen indicador de la función del suelo y del riesgo de erosión (Thurow 1991). El suelo desnudo no está protegido del sol y se calienta mucho más que el suelo cubierto, lo que provoca una disminución de la actividad microbiana, una pérdida acelerada de materia orgánica y el riesgo de erosión aumenta si no hay una cobertura suficiente para disipar la energía de las gotas de lluvia antes de que golpeen el suelo. (Blackburn 1975; Blackburn *et al.* 1986). La temperatura elevada del suelo y la pérdida del suelo tienen un efecto negativo directo sobre las tasas de infiltración, la evaporación del

suelo, la retención de nutrientes y las funciones biológicas que contribuyen a la función del ecosistema (Neary *et al.* 1999). En adición cabe precisar que para este ensayo no se evaluó la pérdida de suelo, lo cual hubiese ayudado mucho a explicar los procesos ecológicos que ocurrieron a nivel del suelo con cada tratamiento (Oscanoa y Flores 2016). Sin embargo, debido a que los niveles de suelo desnudo hallados fueron estadísticamente similares ($P=0.0520$) es muy probable que el régimen de pastoreo tampoco influyera sobre el nivel de pérdida de suelo.

Los sistemas de pastoreo no influenciaron consistentemente la densidad aparente y la tendencia en la tasa de infiltración de agua no siguieron las de la densidad aparente. Esto indicó que la densidad aparente del suelo puede no ser el factor principal que controla la tasa de infiltración de agua (Orr 1975). Sin embargo, el estudio indicó que el sistema de pastoreo diferido y de corta duración tuvieron influencia sobre este parámetro, con una ventaja superior con respecto al pastoreo continuo (Teague *et al.* 2011). El aumento de la densidad aparente estuvo asociado con el nivel de compactación del suelo en los primeros 5 cm durante cada pastoreo y permite inferir el nivel de resistencia del suelo a la penetración (Herrick *et al.* 1999; Herrick y Jones 2002). El aumento de la densidad aparente en los primeros 5 cm se puede atribuir a las cargas estáticas o estacionarias por unidad de área que ejercían los vacunos durante los periodos de pastoreo (Lull 1959). Laycock y Conrad (1967) también observaron aumentos en la densidad aparente tanto en las áreas de pastoreo, siendo este efecto mucho más notorio bajo una situación de pastoreo continuo estacional.

Bryant *et al.* (1972) informaron que la compactación del suelo aumentó linealmente con una mayor intensidad de pastoreo. Sin embargo, Van Haveren (1983) encontró que el grado de compactación del suelo, también puede ser influenciado por la textura del suelo, el contenido de agua del suelo en el momento del pastoreo y del nivel de materia orgánica en la superficie, siendo este efecto mucho más notorio durante la época de lluvias (Linnartz *et al.* 1966). Los resultados encontrados con la densidad aparente son discordantes a lo reportado por Thurow (1991), Warren *et al.* (1986) y Savadogo *et al.* (2007), quienes demostraron que los niveles de compactación del suelo pueden ser afectados por los sistemas de pastoreo, y su influencia podría ser aún más notoria si se incrementa la intensidad de pastoreo, los días de pastoreo y la capacidad de carga.

En este estudio no encontramos diferencias significativas en los niveles de densidad aparente del suelo al aplicar los sistemas de pastoreo de corta duración y diferido por más que se emplearon vacunos con una alta intensidad en ambos casos, debido probablemente a que estos efectos no se pueden apreciar en un corto plazo (3 años) y porque la carga e intensidad de pastoreo quizás no fue lo suficiente como para inducir un alto grado de compactación sobre el horizonte superficial del suelo (Teague *et al.* 2011). Finalmente, Lü *et al.* (2015) mencionaron que formas efectivas de mantener la estabilidad del sitio en pastizales consistieron en reducir al mínimo los efectos negativos de animales al pastoreo, refiriéndose a los métodos de exclusión como los más efectivos. Asimismo, señalaron que sistemas de pastoreo que involucren periodos largos de no utilización del pasto, promoverá su debida recuperación y/o semilleo, con fines de abastecimiento de forraje. Los Anexos 3, 4 y 5 muestran la variación de los indicadores del estado de salud del pastizal según el sistema de pastoreo.

4.3 ENSAYO 3: COMPOSICIÓN BOTÁNICA, CALIDAD DE DIETA Y SELECTIVIDAD DE VACUNOS EN PASTOREO DIFERIDO ROTATIVO Y CORTA DURACIÓN

4.3.1 Composición Botánica de la Dieta

La composición botánica de la dieta de vacunos al pastoreo fue influenciada por la época y el sistema de pastoreo (Tabla 1). Con respecto a los grupos funcionales, las gramíneas fue el componente que se halló en mayor proporción con respecto a las pseudogramíneas y hierbas. La presencia de gramíneas en la dieta de vacunos fue mayor en la época lluviosa (87.29%) con respecto a la época seca (79.94%) ($P=0.0003$), asimismo, fue superior en pastoreo diferido (86.47%) con respecto al pastoreo corta duración (79.94%) ($P=0.0009$). La presencia de pseudogramíneas fue el componente de proporción intermedia en la dieta, siendo este superior en la época seca (10.54%) con respecto a la época lluviosa (7.57%) ($P=0.0447$). El sistema de pastoreo influyó sobre la cantidad de pseudogramíneas seleccionadas en la dieta de vacunos al pastoreo, donde se encontró 11.04% para el pastoreo corta duración y 7.29% para el pastoreo diferido ($P=0.0234$). Las hierbas fueron el componente de menor proporción en la dieta y su presencia estuvo influenciado por la época (lluvia: 5.15% y seca: 9.52%) ($P=0.0071$), pero no por el sistema de pastoreo (corta duración: 9.03% y diferido: 6.24%) ($P=0.0481$).

Tabla 1. Composición botánica de la dieta de vacunos al pastoreo. Se consideran los efectos simples de la época y sistema de pastoreo

Atributo	Época		Sistema de Pastoreo	
	Lluvia	Seca	Corta Duración	Diferido
Grupo Funcional				
Gramínea	87.29 ^a	79.94 ^b	79.94 ^b	86.47 ^a
Pseudogramínea	7.57 ^b	10.54 ^a	11.04 ^a	7.29 ^b
Hierbas	5.15 ^b	9.52 ^a	9.03 ^a	6.24 ^a
Estructura de la Planta				
Hoja	68.74 ^b	75.02 ^a	67.79 ^b	78.28 ^a
Tallo	23.71 ^a	19.81 ^b	26.27 ^a	15.37 ^b
Flor	7.55 ^a	5.18 ^a	5.94 ^a	6.35 ^a
Estado de la Planta				
Verde	80.52 ^a	73.23 ^b	74.37 ^a	78.32 ^a
Senescente	19.48 ^b	26.77 ^a	25.63 ^a	21.68 ^a

Letras diferentes en cada fila revelan diferencias entre tratamientos ($p < 0.05$).

En la composición botánica de la dieta, la hoja fue la estructura de la planta más seleccionada por los vacunos, seguida de los tallos y por último las flores (inflorescencias). La época tuvo influencia sobre la selección de hojas (lluvia: 75.02% y seca: 68.74%) ($P=0.0479$), pero no de los tallos (lluvia: 23.71% y seca: 19.81%) ($P=0.1565$), ni flores (lluvia 7.56% y seca: 5.18) ($P=0.0570$). El sistema de pastoreo influyó sobre la selección de las estructuras vegetales de la planta, donde se encontró que el pastoreo diferido favoreció una mayor selección de hojas (78.28%) con respecto al pastoreo de corta duración (67.79%) ($P=0.0008$). Asimismo, la cantidad de tallos seleccionados en el pastoreo de corta duración (26.27%) fue superior al pastoreo diferido (15.37%) ($P < 0.0001$) y la proporción de flores fue superior con el pastoreo diferido (6.35%) con respecto al pastoreo de corta duración (5.94%) ($P=0.5892$). La preferencia por seleccionar partes verdes de las plantas forrajeras en el campo de pastoreo ocurrió al margen de la época (lluvia 80.52% y seca: 73.23%) ($P=0.0113$) y del sistema de pastoreo (corta duración: 74.37% y diferido: 78.32%) ($P=0.0499$). Del mismo modo, los vacunos mostraron una menor preferencia por seleccionar partes senescentes de plantas, indistintamente de la época (lluvia: 19.48% y seca: 26.77%) ($P=0.0113$) y del sistema de pastoreo (corta duración: 25.63% y diferido: 21.68%) ($P=0.0499$).

El estudio de los efectos de la interacción entre época y sistema de pastoreo reveló que hojas verdes de gramíneas fue el principal componente de la dieta de vacunos al pastoreo (Tabla 2). Con respecto a los grupos funciones, las gramíneas fue el componente de mayor proporción, seguido por las hierbas y en tercer lugar las pseudogramíneas. La presencia de las gramíneas en la dieta de vacunos al pastoreo estuvo influenciada por el sistema de pastoreo ($P=0.01$) y por la época ($P=0.01$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con la época ($P=0.0848$). En la época lluviosa, la presencia de gramíneas en el pastoreo de corta duración fue de 85.89% y en pastoreo diferido fue 89.62%. En la época seca, la cantidad de gramíneas en el pastoreo de corta duración alcanzó niveles de 74.98% y en diferido 84.90%.

Tabla 2. Composición botánica de la dieta de vacunos al pastoreo. Efecto de la interacción entre época y sistema de pastoreo

Atributo	Lluvia		Seca	
	Corta Duración	Diferido	Corta Duración	Diferido
Grupo Funcional				
Gramínea	85.89 ^a	89.62 ^a	74.98 ^b	84.90 ^a
Pseudogramínea	7.84 ^b	7.11 ^b	13.70 ^a	7.38 ^b
Hierbas	6.27 ^b	3.27 ^b	11.32 ^a	7.73 ^{ab}
Estructura de la Planta				
Hoja	65.20 ^c	74.94 ^{ab}	69.94 ^{bc}	80.10 ^a
Tallo	27.40 ^a	17.56 ^b	25.33 ^a	14.28 ^b
Flor	7.40 ^a	7.81 ^a	4.73 ^a	5.62 ^a
Estado de la Planta				
Verde	74.90 ^b	89.88 ^a	73.93 ^b	72.53 ^b
Senescente	25.10 ^a	10.12 ^b	26.07 ^a	27.47 ^a

Letras diferentes en cada fila revelan diferencias entre tratamientos ($p<0.05$).

La presencia de pseudogramíneas en la dieta de vacunos al pastoreo estuvo influenciada por el sistema de pastoreo ($P=0.0234$) y por la época ($P=0.0447$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con la época ($P=0.0645$). En la época lluviosa, la presencia de pseudogramíneas en el pastoreo de corta duración fue de 7.84% y en pastoreo diferido fue 7.11%. En la época seca, la cantidad de pseudogramíneas en el pastoreo de corta duración alcanzó niveles del 13.70% y en diferido 7.38%. La presencia de hierbas en la dieta de vacunos al pastoreo estuvo influenciada por el sistema de pastoreo ($P=0.04$) y por la época ($P=0.01$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con la época ($P=0.8510$). En la época lluviosa, la presencia de hierbas en el pastoreo de corta duración fue 6.27% y en

pastoreo diferido fue 3.27%. En la época seca, la cantidad de hierbas en el pastoreo de corta duración alcanzó niveles de 11.32% y en diferido 7.73%.

Con respecto a la estructura de la planta, la hoja fue el componente seleccionado de mayor proporción, seguido del tallo y por último la flor o inflorescencia. La cantidad de hojas seleccionadas en la dieta de vacunos al pastoreo estuvo influenciada por el sistema de pastoreo ($P=0.01$), por la época ($P=0.04$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con la época ($P=0.8811$). En la época lluviosa, la presencia de hojas en el pastoreo de corta duración fue de 65.20% y en pastoreo diferido fue de 74.94%. En la época seca, la cantidad de hojas en el pastoreo de corta duración alcanzó niveles del 69.94% y en diferido 80.10%.

La presencia de tallos en la dieta de vacunos al pastoreo estuvo influenciada por el sistema de pastoreo ($P<0.01$) pero no por la época ($P=0.1565$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con la época ($P=0.7408$). En la época lluviosa, la presencia de tallos en el pastoreo de corta duración fue de 27.40% y en pastoreo diferido fue de 17.56%. En la época seca, la cantidad de tallos consumidos en el pastoreo de corta duración alcanzó niveles del 25.33% y en diferido 14.28%. La presencia de flores (inflorescencia) en la dieta de vacunos al pastoreo no estuvo influenciada por el sistema de pastoreo ($P=0.5892$), ni por la época ($P=0.0570$) y no hubo interacción entre el sistema de pastoreo con la época ($P=0.8403$). En la época lluviosa, la presencia de flores (inflorescencia) en el pastoreo de corta duración fue de 7.40% y en pastoreo diferido fue de 7.81%. En la época seca, la cantidad de flores consumidos en el pastoreo de corta duración alcanzó niveles del 4.73% y en diferido 5.62%.

Con respecto al estado de la planta, la proporción de material verde fue el componente seleccionado en mayor cantidad por los animales con respecto al material senescente. La preferencia por elegir material verde en la dieta de vacunos al pastoreo estuvo influenciada por el sistema de pastoreo ($P=0.04$), por la época ($P=0.01$) y hubo interacción entre el sistema de pastoreo con la época ($P=0.021$). En la época lluviosa, la presencia de material verde en el pastoreo de corta duración fue de 74.90% y en pastoreo diferido fue 89.88%. En la época seca, la cantidad de material verde en el pastoreo de corta duración alcanzó niveles del 73.93% y en diferido 72.53%. La selectividad de material senescente en vacunos al pastoreo estuvo influenciada por el sistema de pastoreo ($P=0.04$), por la época ($P=0.01$) y hubo interacción entre el sistema de pastoreo con la época ($P=0.021$). En la época lluviosa, la presencia de material senescente en el pastoreo de corta duración fue de 25.10% y en

pastoreo diferido fue de 10.12%. En la época seca, la cantidad de material verde en el pastoreo de corta duración alcanzó niveles del 26.07% y en diferido 27.47%.

Los resultados demostraron que la composición botánica de la dieta de animales al pastoreo puede ser influenciado por la época y sistema de pastoreo (Church 1993; Quispe 2016). Los vacunos son animales pastoreadores (Clauss *et al.* 2008), que al encontrarse en un ecosistema de pastizal con una composición botánica mixta tienen una mayor preferencia por las gramíneas de porte alto por encima del resto de grupos funcionales como las pseudogramíneas, hierbas y arbustos (Briske 1996). En este experimento, el campo de pastoreo estuvo dominado por gramíneas de porte alto y por ende conformaron la mayor proporción de la dieta y, por otro lado, las pseudogramíneas y hierbas constituyeron un componente menor de la dieta, lo cual estuvo relacionado con su menor presencia en la florística del campo de pastoreo. Los resultados son acordes a los reportado por Lascano (2000) y Skarpe y Hester (2008) quienes indicaron que dentro de una gran diversidad florística ofrecida al ganado vacuno durante el pastoreo estos aprovechan mejor las gramíneas de porte alto. Sin embargo, también son capaces de seleccionar plantas suculentas de porte más bajo, generalmente herbáceas y por lo general, los vacunos muestran cierto rechazo por aquellas plantas que presentan mecanismos sofisticados de defensa anti herbívoro (como pilosidades, espinas, tallos leñosos, entre otros) para impedir la defoliación (Hussain y Jan 2009).

Los vacunos y en general cualquier animal pastoreador, preferirá las hojas por encima de otra estructura de la planta como los tallos e inflorescencias (Briske 1996; Quispe 2016), debido a que es la estructura vegetal más palatable, más digestible y en donde se concentra la mayor cantidad de nutrientes de la dieta (Briske 1996). Asimismo, en vacunos existe un mayor tamaño de bocado en gramíneas que en otros grupos funcionales, debido a una preferencia por parte del animal por una mayor densidad de hojas (Fryxell *et al.* 2005). Otros factores que afectan la composición botánica de la dieta están la facilidad de acceso al forraje, por lo cual si la incomodidad o el esfuerzo para obtenerlo son muy grandes preferirán consumir alimentos menos nutritivos (Ackroff 1992). Como en el pastoreo de corta duración se promueve una remoción más frecuente del follaje, la disponibilidad de hojas fue menor y por lo tanto los vacunos estuvieron condicionados a consumir una mayor cantidad de tallos e inflorescencias, demostrado en una mayor proporción con respecto al pastoreo diferido. Por otro lado, la presencia de tallos e inflorescencias en la composición botánica de la dieta

en el pastoreo diferido fue resultado de la maduración de la planta durante toda la estación lluviosa para facilitar la aparición de cabezas florales para la dispersión de semillas (Skovlin *et al.* 1976).

La estacionalidad de la producción vegetal es un efecto natural ocasionado principalmente por el desequilibrio del balance hídrico en ciertas épocas del año, que causa un detrimento en la disponibilidad y oferta del forraje (Tarazona *et al.* 2012). Bajo condiciones de puna, este patrón estacional de lluvias y seca influye directamente sobre el estado de la planta, incrementando los niveles de material verde y/o senescente como estrategia de la vegetación para sobrellevar el déficit hídrico, lo cual afecta la capacidad de selectividad de los animales (Voisin 1959). Existe suficiente evidencia que señala que independientemente de la época y sistema de pastoreo los vacunos siempre preferirán las partes verdes de una planta en desmedro de las partes senescentes (biomasa vegetal muerta en pie) (Van Dyne y Breymeyer 1980; Tarazona *et al.* 2012). Los resultados demostraron una mayor preferencia de partes verdes conformado principalmente por hojas (Quispe 2016), sin embargo, debido principalmente a su comportamiento y características durante la ingesta para la remoción del follaje, mucha estructura senescente también fue ingerida durante el pastoreo, pero en menor proporción (Hardoy y Danelón 1989).

Finalmente, si bien el sistema de pastoreo no influyó sobre la proporción de material verde: senescente ($P > 0.05$), la mayor proporción de partes verdes encontradas con el pastoreo diferido se debió a que al momento de muestrear la vegetación, la composición de la dieta no se basó exclusivamente de gramíneas, sino también por hierbas y pseudogramíneas de porte medio y bajo que, si bien no tuvieron una alta proporción en la dieta, contribuyeron con incrementar el nivel de material verde. Asimismo, la obtención de mayores niveles de material verde fue favorecido por el momento del muestreo, en el cual uno de ellos correspondió al momento en que finalizó la época lluviosa, y en la cual la biomasa forrajera en pie se acumuló en mayor cuantía con mayores proporciones de verde. En consecuencia, el rebrote ocurrido al finalizar la época de lluvias fue suficientemente alto, como para generar una mayor proporción de material verde, reportado tanto en pastoreo de corta duración como diferido.

4.3.2 Composición Química de la Dieta de Vacunos Bajo dos Sistemas de Pastoreo

La calidad de dieta de vacunos al pastoreo no estuvo influenciada por la época ni por el sistema de pastoreo ($P>0.05$). La digestibilidad in vitro de la materia seca fue similar en la época lluviosa (41.01%) con respecto a la época seca (40.41%) ($P=0.2212$), asimismo, fue superior en pastoreo de corta duración (41.50%) con respecto al pastoreo diferido (40.04%) ($P=0.2509$). El contenido de la fibra detergente neutra de la dieta fue similar en la época lluviosa (76.27%) con respecto a la época seca (78.45%) ($P=0.1916$) y fue superior en el pastoreo diferido (78.49%) con respecto al pastoreo de corta duración (76.56%) ($P=0.2031$). El contenido de proteína cruda fue similar en la época lluviosa (10.0%) con respecto a la época seca (8.57%) ($P=0.0732$) y fue superior en el pastoreo de corta duración (9.61%) con respecto al diferido (8.96%) ($P=0.3949$) (Tabla 3).

Tabla 3. Composición química de la dieta de vacunos bajo dos sistemas de pastoreo. Efectos simples de la época y sistema de pastoreo

Composición Química	Época		Sistema Pastoreo	
	Lluvia	Seca	Corta Duración	Diferido
Digestibilidad in Vitro de la Materia Seca (DIVMS%)	41.01 ^a	40.41 ^a	41.50 ^a	40.04 ^a
Fibra detergente Neutro (FDN%)	76.27 ^a	78.45 ^a	76.56 ^a	78.49 ^a
Proteína cruda (PC%)	10.00 ^a	8.57 ^a	9.61 ^a	8.96 ^a

Letras diferentes en cada fila revelan diferencias entre tratamientos ($p<0.05$)

El estudio de los efectos de la interacción entre ambos factores reveló que no hubo interacción entre la época y el sistema de pastoreo (Tabla 4). Con respecto a la digestibilidad in vitro de la materia seca del forraje consumido (DIVMS%) no mostró diferencias significativas ($P=0.296$) al comparar la interacción entre la época y el sistema de pastoreo. En la época lluviosa, la DIVMS en pastoreo de corta duración fue superior (42.71%) con respecto al pastoreo diferido (41.22%). En la época seca, la DIVMS mantuvo la tendencia de mantener un mayor nivel en el pastoreo de corta duración (40.59%) con respecto al pastoreo diferido (35.90%).

Tabla 4. Composición química de la dieta de vacunos bajo dos sistemas de pastoreo. Efecto de la interacción entre época y sistema de pastoreo

Composición Química	Lluvia		Seca	
	Corta Duración	Diferido	Corta Duración	Diferido
Digestibilidad in vitro de la materia seca (DIVMS%)	42.71 ^a	41.22 ^a	40.59 ^a	35.90 ^a
Fibra detergente neutro (FDN%)	74.97 ^a	77.90 ^a	77.76 ^a	80.54 ^a
Proteína cruda (PC%)	10.19 ^a	9.82 ^a	9.03 ^a	8.11 ^a

Letras diferentes en cada fila revelan diferencias entre tratamientos ($p < 0.05$)

El contenido de fibra detergente neutro del forraje (FDN%) no evidenció interacción entre la época y el sistema de pastoreo ($P=0.7873$). En la época lluviosa, la FDN en pastoreo de corta duración fue mayor (74.97%) con respecto al pastoreo diferido (77.90%). En la época seca, la FDN en el pastoreo de corta duración fue inferior (77.76%) con respecto al pastoreo diferido (80.54%). Con respecto al contenido de proteína cruda del forraje (PC%) no hubo interacción entre la época y el sistema de pastoreo ($P=0.7133$). En la época lluviosa, la PC en pastoreo de corta duración fue 10.19% y en pastoreo diferido fue 9.82%. En la época seca, la proteína cruda en el pastoreo de corta duración alcanzó niveles del 9.03% y en diferido 8.11%.

En el estudio se encontró que independientemente del régimen de pastoreo, corta duración o diferido, o época (lluvia o seca) la calidad nutritiva de la dieta seleccionada por los vacunos es muy baja comparada con otras especies altamente selectivas como ovinos y alpacas (San Martín 1987). La reducida calidad de la dieta observada aún más durante el periodo seco corresponde a la madurez de la vegetación, la cual es acompañada por un incremento de los constituyentes de la pared celular, una reducida digestibilidad y un bajo contenido de proteína cruda (Quispe 2016). Los vacunos mostraron una mayor selectividad por las gramíneas de porte alto, que por lo general son nutricionalmente de menor calidad y consumen más cantidad de tallos y material vegetal muerto que otras especies animales, debido a que priorizan satisfacer su capacidad de llenado (Oficialdegui y Rodríguez 1984). Asimismo, factores como la variabilidad climática, tipo de ecosistema, la florística del área de pastoreo, atributos propios del animal y sus interacciones influyen sobre la calidad nutritiva de la dieta (San Martín 1987).

En el estudio se encontró que la época lluviosa tuvo un efecto incrementador de los parámetros que definen la calidad de dieta, sin encontrar respuesta significativa ($P > 0.05$). Al respecto, existe suficiente evidencia que la lluvia y un mayor nivel de humedad contribuye a la mejora en el valor nutricional de las dietas a base de forrajes con respecto a una situación de ausencia de lluvias y bajos niveles de humedad ambiental ocasionado por la época seca (Hamilton *et al.* 1973; Reiner y Bryant 1984). Asimismo, se encontró que los sistemas de pastoreo tienen un efecto sobre la calidad nutricional de los forrajes, corroborada por estudios similares conducidos por San Martín (1987) y Oscanoa (1992).

En el pastoreo de corta duración, el uso del pasto es más frecuente (cada 60 días) y este manejo mantuvo a la vegetación en un constante crecimiento y continua regeneración de plántulas y rebrote, y con cada pastoreo, facilitó la apertura de la comunidad vegetal para la aparición de una mayor diversidad de especies de plantas, lo cual fue positivo para mejorar la calidad de dieta (Tarazona *et al.* 2012). Por otro lado, el pastoreo diferido promovió la producción de semillas botánicas, y para ello se indujo a que el pasto madure y lignifique aún más para producir las cabezas florales. En adición, se favoreció la dominancia de las gramíneas dentro del campo de pastoreo con respecto a otros grupos funcionales y por lo tanto tuvo una menor respuesta con respecto a la calidad de dieta (Provenza y Balph 1988).

Los resultados revelaron que la fibra detergente neutra fue mayor en pastoreo diferido que en el pastoreo de corta duración, lo cual tuvo implicancia en una menor digestibilidad y menor contenido de proteína cruda (Caro y Correa 2006). Los resultados coinciden con lo reportado por Wilson y Kennedy (1996), Leng, (1990) y Lascano (2000), quienes señalaron que las características nutricionales de una dieta como la fibra detergente neutra, la digestibilidad y el nivel de proteína cruda, pueden ser influenciadas por el régimen de pastoreo, en donde si el sistema de pastoreo facilita una mayor acumulación de contenido de pared celular, esto reducirá su digestibilidad y valor nutricional.

San Martín (1987) al evaluar la FDN en pajonales altoandinos encontró promedio de 72% en época seca y 64% en época lluviosa, datos menores a los encontrados en este estudio. La digestibilidad *in vitro* de la materia seca y la proteína cruda, al comparar la interacción entre la época y el sistema de pastoreo no mostraron diferencias significativas ($P > 0.05$), esto debido probablemente a la baja capacidad selectiva en vacunos con respecto a lo que ofrecía el campo de pastoreo. Los datos de digestibilidad se encuentran dentro del rango descrito

por San Martín (1987) quien menciona que los porcentajes de digestibilidad van desde 40 a 70 % en pajonales altoandinos y con respecto a la proteína cruda, Oficialdegui y Rodríguez (1984) indicaron que en la etapa de producción de semilla botánica hay una mayor cantidad de fibra en la estructura de la planta, y, por lo tanto, encontraremos valores mínimos de proteína cruda.

4.3.3 Selectividad de Vacunos Bajo dos Sistemas de Pastoreo

La estimación del índice de disimilaridad (%) nos permitió estimar la selectividad de vacunos al pastoreo, a fin de evaluar qué tanto difiere lo que ingiere el vacuno para alimentarse con respecto a lo disponible en el campo de pastoreo (Tabla 5). Cuanto más alto es el coeficiente mostrado, indicará que los animales son más selectivos para esa variable, es decir una mayor diferencia entre la composición de la dieta y el campo de pastoreo. Con respecto a los grupos funcionales, los vacunos mostraron una baja selectividad en gramíneas, tanto en la época lluviosa como seca con el pastoreo de corta duración (1.8 y 2.3%) con respecto al pastoreo diferido (1.0 y 2.2%).

Tabla 5. Patrones de selectividad de la dieta de vacunos al pastoreo. Efecto de la interacción entre época y sistema de pastoreo

Atributo	Lluvia		Seca	
	Corta Duración	Diferido	Corta Duración	Diferido
Grupo Funcional				
Gramínea	1.8	1.0	2.3	2.2
Pseudogramínea	6.1	4.1	7.9	7.4
Hierbas	15.4	17.4	12.8	13.4
Estructura de la Planta				
Hoja	3.4	2.1	4.8	2.7
Tallo	6.3	9.5	12.3	16.0
Flor	6.1	6.6	7.0	8.8
Estado de la Planta				
Verde	7.1	1.4	9.0	7.5
Senescente	16.0	12.4	19.6	12.7

Índices de disimilaridad (%) obtenidos a partir del coeficiente de Czekanowski. Valores cercanos a 100 corresponden a una mayor selectividad

Una menor selectividad de pseudogramíneas se encontró en la época lluviosa con el pastoreo de corta duración (6.1%) con respecto al pastoreo diferido (4.1%) y, por otro lado, la mayor selectividad de pseudogramíneas se encontró en la época seca con el pastoreo diferido (13.4%) con respecto al pastoreo de corta duración (12.8%). La mayor selectividad en hierbas se encontró tanto en la época lluviosa como seca con el pastoreo diferido (17.4 y 13.4 %) con respecto al pastoreo de corta duración (15.4 y 12.8 %). Con respecto a la estructura de la planta, una mayor selectividad de hojas se encontró en la época seca (corta duración: 4.8% y diferido: 2.7 %) con respecto a la época lluviosa (corta duración: 3.4 % y diferido 2.1%). La mayor selectividad en tallos se encontró en la época seca (corta duración: 12.3% y diferido: 16%) con respecto a la época lluviosa (corta duración 6.3% y diferido 9.5%).

La mayor selectividad de flores (inflorescencias) se encontró en la época seca con el pastoreo diferido (8.8%) con respecto al pastoreo de corta duración (7.0%) y, por otro lado, la mayor selectividad de flores se encontró en la época seca con el pastoreo diferido (6.6%) con respecto al pastoreo de corta duración (6.1%). Con respecto al estado de la planta, la mayor selectividad por la fracción verde de las plantas forrajeras ocurrió en la época seca (corta duración: 9.0% y diferido 7.5%) con respecto a la época lluviosa (corta duración: 7.1% y diferido: 1.4%). La mayor selectividad de la fracción senescente se encontró en la época seca con el pastoreo de corta duración (19.6%) con respecto al pastoreo diferido (12.7%) y en la época lluviosa, con el pastoreo de corta duración (16.0%) con respecto al pastoreo diferido (12.4%).

Los vacunos son animales menos selectivos al momento de elegir cual o cuales plantas ingieren para alimentarse durante el pastoreo, por lo tanto, la dieta seleccionada por el animal fue muy similar a lo que el pastizal les ofrece (Cowlshaw y Alder 1960). Por lo general los animales prefieren las hojas y los tallos tiernos ya que son más digestibles y nutritivos, por lo cual las plantas maduras son rechazadas (Gordon 2000; Lascano 2000), sin embargo, en ambientes pobres en forrajes los animales consumen igualmente plantas de diferentes edades, afectando drásticamente las poblaciones vegetales por falta de oferta de alimentos de buena calidad (Tongway *et al.* 2003). Múltiples factores afectan la selectividad de forrajes, por lo que ha sido difícil comprender este comportamiento, sin embargo, se conoce que la selectividad expresada por el animal en pastoreo depende de las especies de plantas (Cowlshaw y Alder 1960), ecotipos de una misma especie (Paladines y Lascano 1983),

materia verde y materia inerte (Lascano 2000), proporción hojas y tallos (Chacon y Stobbs 1976).

La selección va a depender del nivel de preferencia que tiene el animal por determinados componentes vegetales, pero esta capacidad de selección estará modificada por la oportunidad que tenga de seleccionar, y por la composición y estructura de la cubierta vegetal (Hodgson *et al.* 1991). En el pastoreo de corta duración se promovió una remoción más frecuente de las gramíneas de porte alto, en consecuencia, la forma en que pueden estar entremezcladas las distintas partes de las plantas y su distribución espacial tanto en el plano vertical como horizontal, van a determinar la oportunidad de selección. Con un pastoreo más frecuente, la comunidad vegetal se abre y permite que el animal pueda acceder a todos los niveles dentro de la cubierta vegetal, en tanto que, con el pastoreo diferido, al promover la producción de semilla botánica de gramíneas de porte alto que exhibieron canopeos cerrados, ocurre lo contrario (Hardoy y Danelón 1989).

El mecanismo de pastoreo puede producir la remoción de la capa superior de la canopia, a pesar de que el forraje de mayor calidad pueda estar en la base. Esto suele ocurrir, por ejemplo, en una pastura con una gran masa de gramíneas en estado avanzado de madurez creciendo en una posición menos accesible para el pastoreo (Pasturas de Festuca) (Hardoy y Danelón 1989). Los vacunos, pueden modificar dentro de ciertos límites su método de pastoreo, según la estructura y el estado de la vegetación, (Arnold y Dudzinski 1978), en donde generalmente la dieta de los vacunos en pastoreo contiene una mayor concentración de hojas senescentes que otra especie animal al pastoreo. No obstante, las diferencias pueden deberse, tanto a su inherente capacidad de selección, como al impulso que los lleva a seleccionar una dieta distinta. La selección de la dieta de los vacunos varía con el transcurso del día, son menos selectivos durante la mañana y pastorean gramíneas de porte alto que están más accesibles, y durante la tarde, una vez que fue removido el estrato alto, seleccionan hojas plantas de porte bajo menos accesibles (Van Dyne y Heady 1965).

Los resultados son acordes a lo reportado por Launchbaugh y Howery (2005) quienes indicaron que los herbívoros seleccionan una gran variedad de plantas de tal forma que la composición final es una mezcla que ofrece los nutrientes que requiere y para lograr esto, los animales seleccionan entre diferentes especies de plantas y partes de las mismas que tienen diferente valor nutricional (Provenza y Balph 1988). En adición, Barrett *et al.* (2001)

y Hodgson *et al.* (1991), señalaron que características del pasto tales como la densidad de plantas, la distribución de las especies en el área de pastoreo, el tamaño de la planta y la relación hoja tallo son determinantes sobre la selectividad de la dieta debido a que modifican el tamaño de bocado del animal, que es un factor determinante del consumo.

V. CONCLUSIONES

- El descanso demostró ser un tratamiento eficaz para mejorar la cobertura vegetal y la acumulación de biomasa y mantillo, lo que permitió elevar el estatus hidrológico del pastizal, duplicar los niveles de infiltración y mejorar la humedad del suelo con respecto al pastoreo continuo, a expensas en la reducción y frecuencia de especies de porte bajo y consecuentemente la biodiversidad.
- El descanso mejoró la condición del pastizal debido al aumento en las especies deseables, un mayor valor forrajero, incremento de la cobertura vegetal basal y mejora del índice de vigor con respecto al pastoreo continuo, lo que finalmente redundó en un incremento en la capacidad de carga y el estatus ecológico del pastizal.
- El pastoreo de corta duración y diferido constituyeron una herramienta efectiva para mejorar la condición del pastizal y el vigor de la vegetación. La mejor respuesta ecológica obtenida con el pastoreo diferido fue resultado de una mayor acumulación de biomasa, protección del suelo y reproducción de las plantas claves.
- Los sistemas de pastoreo mejoraron el estado de salud y el valor de los atributos que determinan la estabilidad del sitio, función hidrológica e integridad biótica, como resultado de un mayor control sobre la carga, presión, asignación de pasto y densidad de pastoreo, variables consideradas claves en el manejo del pastoreo.
- Los animales obtuvieron una dieta de mejor calidad cuando pastoreaban bajo un sistema de pastoreo de corta duración en comparación con el pastoreo diferido, debido a que en el pastoreo diferido encuentran un pasto más maduro que aquel que está disponible en pastoreo de corta duración cuando los animales ingresan al potrero.
- La composición botánica de la dieta seleccionada por los vacunos fue muy similar a aquella observada en el campo, revelando que los vacunos poseen una capacidad limitada de selección dado su anatomía bucal y forma de cosechar el forraje que combina el uso de la lengua para seleccionar y el carrete dental para cortar el forraje.

VI. RECOMENDACIONES

- El descanso es un tratamiento que si bien mejora el estado de salud del pastizal su relevancia debería ser evaluada tanto en áreas productivas como de conservación, donde el uso de sistemas intensivos de pastoreo no es recomendable porque podrían conllevar a niveles de uso más intensivo y consecuentemente una disminución en la integridad biótica y estabilidad del sistema ecológico.
- A fin de estimar el impacto económico por efecto del descanso, se recomienda evaluar el incremento en la producción forrajera y la calidad del forraje sobre la capacidad de carga, bajo distintos escenarios de manejo del pastoreo, sin dejar de incorporar un análisis de impacto ambiental y de sensibilidad.
- Realizar ensayos similares con distintos sistemas de pastoreo y con diferentes especies animales a fin de evaluar la respuesta del ecosistema de pastizal a diferentes esquemas de manejo, así como estimar el grado de competencia entre vacunos, ovinos y camélidos con miras a la optimización del uso de los pastizales en pastoreo complementario.
- Se sugiere realizar ensayos similares de larga duración, más de cinco años, con la finalidad de evaluar el impacto de los sistemas de pastoreo sobre el estado de salud del pastizal, cambio en el estado de los procesos ecológicos y alteración en los umbrales de respuesta, considerando la variabilidad climática inherente a los ecosistemas de montaña. Para una mejor comprensión y explicación de las variables evaluadas, se sugiere utilizar la metodología Estado de Conservación.
- Evaluar la influencia del sitio, condición del pastizal y carga animal sobre la composición botánica, calidad y selectividad de la dieta, a fin de definir cuál sería la mejor estrategia de manejo del pastoreo para maximizar los beneficios ecológicos y económicos de los sistemas de pastoreo según tipo de pastizal.

- Conducir estudios para mejorar la calidad de la dieta en los sistemas de descanso y pastoreo diferido donde, por efecto del intervalo prolongado entre pastoreos, se acumula abundante cantidad de material senescente y maduro, en detrimento del valor nutritivo y disponibilidad de nutrientes para los animales.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Magid, AH; Schuman, GE; Hart, RH. 1987. Soil bulk density and water infiltration rates as affected by three grazing systems. *J. Range Manage.* 40: 307-310.
- Aboling, S; Sternberg, M; Perevolotsky, A; Kigel, J. 2008. Effects of cattle grazing timing and intensity on soil seed banks and regeneration strategies in a Mediterranean grassland. *Community Ecology.* 9: 97-106. DOI: 10.1556/ComEc.9.2008.S.
- Achouri, M; Gifford, GF. 1984. Spatial and seasonal variability and field measured infiltration rates on a rangeland site in Utah. *J. Range Manage.* 37:451-455.
- Ackroff, K. 1992. Foraging for macronutrients: effects of protein availability and abundance. *Physiol Behav.* 51:533-542.
- Adema, EO; Butti, LR; Babinec, FJ; Distel, RA. 2016. Comparación entre pastoreo continuo y pastoreo rotativo de un pastizal rolando en el centro-oeste de la Provincia de La Pampa. *Asociación Argentina de Producción Animal. Revista Argentina de Producción Animal.* 36(1): 9-17.
- Aguiar, MR; Sala, OE. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 273–277.
- Alcaraz, FJ. 2013. Fundamentos de la clasificación de la vegetación. Universidad de Murcia, España. Disponible en: <https://www.um.es/docencia/geobotanica/ficheros/tema10.pdf> [Consulta: 22 abril 2021].
- Allen, DE; Singh, BP; Dalal, RC. 2011: Soil Health Indicators Under Climate Change: A 7 Review of Current Knowledge. Springer, Berlin, Heidelberg, 8: 25–45. Disponible en: http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-20256-8_2.
- Allison, CD. 1985. Factors affecting forage intake by range ruminants: a review. *J. Range Manage.* 38(4):305-311.
- Allton, KE; Harris, JA; Rickson, RJ; Ritz, K. 2007. The effect of microbial communities on soil hydrological processes: a microcosm study utilizing simulated rainfall. *Geoderma.* 142: 11–17.
- Association of Official Agricultural Chemists (AOAC). 1980. Official Methods of Analysis. 13th Edition, Association of Official Analytical Chemists, Washington DC. Disponible en: <https://archive.org/details/gov.law.aoac.methods.1980/page/n3/mode/2up>.

- Association of Official Agricultural Chemis (AOAC). 1984. Official Methods of Analysis. Kjeldahl method (2.062). 14th edition. Washington D.C., USA.
- Association of Official Agricultural Chemists (AOAC). 2000. Official Methods of Analysis. Association of Official Analytical Chemist. AOAC INTL; 18th edition. Consultado 18 agosto de 2014. Disponible en: http://ebookey.org/Official-Methods-of-Analysis-of-AOAC-international-18th-Edition_183518.html.
- Archer, S; Boutton, TW; Hibbard, KA. 2001. Trees in grasslands: biogeochemical consequences of woody plant expansion. In: Schulze, S., Harrison, M., Heimann, E., Holland, J., Lloyd, I., Schimel, D. (Eds.), *Global Biogeochemical Cycles in the Climate System*. Prentice, San Diego, CA, USA, pp. 115–138.
- Arnold, G. W.; Dudzinski, M. I. (1978) *Ethology of free-ranging domestic animals*. Ethology of free-ranging domestic animals. CSIRO Div. Land Resources Management, Wembley, Western Australia. ISBN 0444417001.
- Ash, AJ; Corfield, JP; McIvor JG; Ksiksi, TS. 2011. Grazing management in tropical savannas: utilization and rest strategies to manipulate rangeland condition. *Rangeland Ecology and Management*. 64:223–239. doi:10.2111/REM-D-09-00111.1.
- Atilio, E. 2020. *Conceptos de ecología: La comunidad vegetal*. Editorial Científica Universitaria, Universidad Nacional de Catamarca, Argentina. ISSN: 1852 – 3013.
- Austin, D; Urnes, P; Fierro, L. 1983. Spring Livestock grazing affect crested wheatgrass Regrowth and winter use by Mule deer, *Journal of Range Management*. 36:589-593.
- Azimi, M; Mozafari, M. 2017. The effects of deferred grazing system on vegetation parameters in semi-arid Rangelands (Case study: Jashlubar, Semnan, Iran). *Journal of Rangeland Science*. 7. 11-19.
- Balph, DF; Balph, MH. 1986. The application of behavioral concepts to livestock management. *Utah Sci.*, 47(3): 78-85.
- Bardgett, RD. 2005. *The Biology of Soil: A Community and Ecosystem Approach*. Oxford University Press, New York. DOI: <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198525035.001.0001>.
- Barrett PD, Laidlaw AS, Mayne CS, Christie H. 2001. Pattern of herbage intake rate and bite dimensions of rotationally grazed dairy cows as sward height declines. *Grass Forage Sci*. 56:362-373
- Belnap J, Gillette DA. 1998. Vulnerability of desert biological soil crusts to wind erosion: the influences of crust development, soil texture, and disturbance. *J Arid Environ* 39:133–142.

- Belsky, AJ. 1987. Revegetation of natural and human-caused disturbances in the Serengeti National Park, Tanzania. *Vegetatio* 70:51-60.
- Belsky, AJ; Gelbard JL. 2000. Livestock grazing and weed invasions in the arid west. Oregon Natural Desert Association. Bend, OR. Pp 1-31.
- Belsky, AJ; Mwonga, SM; Amondson, RG; Duxbury, JM; Ali, AR. 1993. Comparative effects of isolated trees on their undercanopy environments in high and low rainfall Savannas. *Journal of Applied Ecology*. 30: 143–155.
- Bernardis, AC; Roig, CA; Bennasar, M. 2005. Productivity and quality of *Sorghastrum setosum* (Griseb.) Hitchc. ranges in Formosa, Argentina. *Agricultura Técnica*, Vol. 65(2): 177-185.
- Bestelmeyer, BT. 2006. Threshold concepts and their use in rangeland management and restoration: The good, the bad, and the insidious. *Restor. Ecol.* 14: 325-329.
- Bestelmeyer, BT; Brown, JR; Havstad, KM; Alexander, R; Chavez, G; Herrick, JE. 2003. Development and use of state-and-transition models for rangelands. *Journal of Range Management* 56: 114–126.
- Bestelmeyer, BT; Tugel, AJ; Peacock, GL; Robinett, DG; Shaver, PL; Brown, JR; Herrick, JE; Sánchez, H; Havstad, KM. 2009. State-and-transition models for heterogeneous landscapes: a strategy for development and application. *Rangeland Ecology and Management* 62: 1–15.
- Beukes, PC; Cowling, RM. 2003. Non-selective grazing impacts on soil properties of the Nama Karoo. *Journal of Range Management* 56, 547–552.
- Blackburn, WH. 1983. Livestock grazing impacts on watersheds. *Rangelands*, 5(3), 123-125.
- Blackburn, WH. 1984. Impacts of grazing intensity and specialized grazing systems on watershed characteristics and responses, p. 927-983. In: *Developing Strategies for Rangeland Management*. Nat. Res. Council/ Nat. Acad. Sci.. Westview Press, Boulder, Colo.
- Blackburn, WH; Thurow, TL; Taylor, CA. 1986. Soil erosion on rangeland. In: *Proceedings Use of cover, soils and weather data in Rangeland Monitoring Symposium*. Society for Range Management, Denver, CO, USA, pp. 31–39.
- Blackburn, WH. 1975. Factors influencing infiltration and sediment production of semiarid rangelands in Nevada. *Water Resources Research*. 11:929-937.
- Blackburn, WH. 1984. Impacts of grazing intensity and specialized grazing system on watershed characteristics and responses. Pp 927-984. In: *NAS-NRS Committee on Developing Strategies for Rangeland Management*. West view Press. Boulder. Colorado.

- Blackburn, WH; Knight, AW; Wood, MK; Merrill, LB. 1980. Watershed parameters as influenced by grazing. In: Proceedings of symposium on watershed management; 1980 July 21-23; Boise, ID. New York: American Society of Civil Engineers. 2: 552-572.
- Blackburn, WH; Knight, RW; Wood, MK. 1982. Impact of grazing on watersheds: a state of knowledge. Texas Agr. Exp. Sta. Pub. MP-1496.
- Blake, GR. 1965. Bulk Density. In: C. A. Black (ed.). Methods of soil analysis. Part Physical and mineralogical properties, including statistics of measurements and sampling. p. 374-390.
- Bonvissuto, G; Siffredi, G; Ayesa, J; Bran, D; Somlo, R; Becker, G. 1993. Estepa subarbutivo-graminosa de *Mulinum spinosum* y *Poa ligularis*, en el área ecológica de Sierras y Mesetas Occidentales en el noroeste de la Patagonia. In: Paruelo, J.M., Bertiller, M.B., Coronato, F.R. (Eds.), Secuencia de deterioro en distintos ambientes patagónicos: Su caracterización mediante el modelo de estados y transiciones). Convenio Argentino-Alemano, Cooperación técnica INTAGTZ. Lucha contra la Desertificación en la Patagonia a través de un sistema de monitoreo ecológico (LUDEPA – SME). Pp. 23–29.
- Bouwer, H. 1986. Intake Rate: Cylinder Infiltrimeter. In: Page A.L., Miller R.H. y Keeney D.R. Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods.
- Bradshaw, AD. 1984. Land restoration: Now and in the future. Proceedings of the Royal Society of London B. 223:1-23.
- Brady, WW; Stromberg, MR; Aldon, EF; Bonham, CD; Henry, SH. 1989. Response of a semidesert grassland to 16 years of rest from grazing. Journal of Range Management 42: 284–288.
- Bresloff, CJ; Nguyen, U; Glenn, EP; Waugh, J; Nagler, PL. 2013. Effects of grazing on leaf area index, fractional cover and evapotranspiration by a desert phreatophyte community at a former uranium mill site on the Colorado Plateau. J. Environ. Manage. 114C: 92-104.
- Briske DD. 1996. Strategies of plant survival in grazed system: a functional interpretation. In Hodgson J and Illius AW, editors. The ecology and management of grazing systems. New York: CAB International. p.37-67.
- Briske, DD. 1991. Developmental morphology and physiology of grasses. In: R. K. Heitschmidt, RK y Stuth, JW (Eds.). Grazing Management: An Ecological Perspective. Timber Press, Portland. Pp 85-108.
- Briske, DD; Fuhlendorf, SD; Smeins, FE. 2003. Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. J. Appl. Ecol. 40: 601-614. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00837.x>

- Briske, DD; Bestelmeyer, BT; Stringham, TK; Shaver, PL. 2008. Recommendations for development of resilience-based state-and-transition models. *Rangeland Ecology and Management* 61: 359–367.
- Briske, DD; Derner, JD; Milchunas, DG; Tate, KW. 2011. An evidenced-based assessment of prescribed grazing practices. In: D. D. Briske [ED.]. *Conservation benefits of rangeland practices: assessment, recommendations, and knowledge gaps*. Lawrence, KS, USA: Allen Press. p. 22–47.
- Briske, DD; Fuhlendorf, SD; Smeins, FE. 2003. Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. *Journal of Applied Ecology*. 40: 601–614.
- Briske, DD; Fuhlendorf, SD; Smeins, FE. 2005. State-and-transition models, thresholds and rangeland health: a synthesis of ecological concepts and perspectives. *Rangeland Ecology and Management*. 58: 1–10.
- Briske, DD; Fuhlendorf, SD; Smeins, FE. 2006. A unified framework for assessment and application of ecological thresholds. *Rangeland Ecology and Management*. 59: 225–236.
- Briske, DD; Richards, JH. 1995. Plant responses to defoliation: A physiological, morphological, and demographic evaluation individual plants to grazing: current status and ecological significance. p. 635-710. In: *Wildland Plants: Physiological ecology and developmental morphology*. D.J. Bedunah and R.E. Sosebee (eds.) Society for Range Management, Denver, Colorado.
- Brown, JR; MacLeod, ND. 2011. A site-based approach to delivering ecosystem services. *The Rangeland Journal*. 33: 99–108.
- Brown, KR; Evans, PS. 1973: Animal treading. A review of the work of the late D. B. Edmond. *New Zealand journal of experimental agriculture*. 7:217-226.
- Bryant, FC; Dahl, BE; Pettit, RD; Britton, CM. 1989. Does short-duration grazing work in arid and semiarid regions? *Journal of Soil and Water Conservation* 44: 290–296.
- Bryant, HT; Biaser, RE; Peterson, TR. 1972. Effect of trampling by cattle on bluegrass yield and soil compaction of a meadowville loam. *Agron. J.* 64:331-334.
- Busby, FE; Gifford, GF. 1981. Effects of Livestock Grazing on Infiltration and Erosion Rates Measured on Chained and Unchained Pinyon-Juniper Sites in Southeastern Utah. *Journal of Range Management*. 34(5):400-405.
- Buttolph, LP; Coppock. L. 2004. Influence of deferred grazing on vegetation dynamics and livestock productivity in an Andean pastoral system. *Journal of Applied Ecology* 41: 664–674.

- Byrnes, RC; Eastburn, DJ; Tate, K; Roche, L. 2018. A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators. *Journal of Environment Quality*. 47(4): 758-765. DOI: 10.2134/jeq2017.08.0313.
- Cabrejo, CP. 2017. Evaluación de metodologías para estimar la condición y tendencia de pastizales altoandinos. Tesis para optar el título de ingeniero zootecnista, UNA La Molina. Lima-Perú.
- Caldwell, M; Richards, J; Johnson, D; Nowak, R; Dzurec, R. 1981. Coping with herbivory: Photosynthetic capacity and resource allocation in two semiarid *Agropyron* bunchgrasses. *Oecologia*. 50: 14-24. DOI: 10.1007/BF00378790.
- Call CA; Roundy BA. 1991. Perspectives and processes in revegetation of arid and semiarid rangelands. *Journal of Range Management*. 44(6), 543-549. DOI: www.jstor.org/stable/i383920.
- Caro, F; Correa , HJ. 2006. Digestibilidad posruminal aparente de la materia seca, la proteína cruda y cuatro macrominerales en el pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) cosechado a dos edades de rebrote. *Liv. Res. Rural Dev*. 18(143).
- Carpenter, S; Walker, B; Anderies, JM; Abel, N. 2001. From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems* 4:765–781.
- Carter, J; Catlin, JC; Hurwitz, N; Jones, AL; Ratner, J. 2017. Upland Water and Deferred Rotation Effects on Cattle Use in Riparian and Upland Areas. *Rangelands*, 39(3-4), 112–118. DOI :10.1016/j.rala.2017.06.003
- Casaravilla, A. 2008. Sistemas de utilización de las pasturas. sinopsis didáctica. Fac. Agronomía, Univ. de Morón. Argentina.
- Castellano, MJ; Valone, TJ. 2007. Livestock, soil compaction and water infiltration rate: evaluating a potential desertification recovery mechanism. *J. Arid Environ*. 71, 97–108. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2007.03.009.
- Cazzuli, F; Silveira, C; Montossi, F. 2016. Pastoreo horario para recría invernal de bovinos en la región de Basalto. Montevideo: INIA. 70 p. Serie Técnica; 225.
- Chacon, E; Stobbs, TH. 1976. Influence of progressive defoliation of a grass sward on the eating behaviour of cattle. *Aust J Agric Res* 1976; 27:709-727.
- Chaney, E; Elmore, W; Platts, WS. 1990. Livestock grazing on western riparian areas. U.S. Environmental Protection Agency. 45 pp.
- Chávez, MG. 1990. Consumo voluntario de forraje, valor nutritivo de la dieta y gasto energético de vacas gestantes y lactantes en pastoreo. Tesis. Maestría. Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua, Chih.

- Chávez, MG. 1995. Consumo voluntario de forraje de rumiantes en libre pastoreo. En: Curso-Taller Internacional de Actualización Sobre Consumo Voluntario de Alimentos. U.A.A.A.N. Saltillo, Coah.
- Church DC. 1993. El rumiante: Fisiología digestiva y nutrición de los rumiantes. Zaragoza, España: Editorial Acribia.
- Cingolani, AM; Noy-Meir, I; Renison, DD; Cabido, M. 2008. ¿La ganadería extensiva es compatible con la conservación de la biodiversidad y del suelo? *Ecología Austral*. 18: 253–271.
- Clark, PW; Armentano, LE. 1997. Influence of particle size on the effectiveness of beet pulp fiber. *J. Dairy Sci.* 80(5):898-904. DOI: 10.3168/jds.S0022-0302(97)76012-0.
- Clauss, M; Kaiser, T; Hummel, J. 2008. The Morphophysiological Adaptations of Browsing and Grazing Mammals. In: Gordon IJ and Prins HH, editors. *The Ecology of Browsing and Grazing*. Ecological Studies 195. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag; p.47-88.
- Clements, FE. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Inst. Washington Pub. 242:1-512.
- Coleman, DC; Crossley Jr, DA. (1996) *Fundamentals of Soil Ecology*. Academic Press Inc., pp 128–139.
- Connell, JH; Slatyer, OR. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*. 111: 1119-1141.
- Cowlishaw, SJ; Alder, FE. 1960. The grazing preferences of cattle and sheep. *J Agric Sci Camb*. 54:257-265.
- Czekanowski, J. 1913. Esquema de los métodos estadísticos aplicados a antropología. Pr. T. Ciencias. Varsovia: E. Wendego, 5: 1-223. Varsovia.
- Davies, KW; Vavra, M; Schultz, B; Rimbey, N. 2014. Implications of longer term rest from grazing in the sagebrush steppe. *J. Rangeland Appl.* 1, 14–34.
- De Villalobos, AE; Zalba, SM. 2010. Continuous feral horse grazing and grazing exclusion in mountain pampean grasslands in Argentina. *Acta Oecol.* 36, 514-519. DOI: 10.1080/11956860.2017.1409476.
- Deléglise, C; Loucougaray, G; Alard, D. 2011. Effects of grazing exclusion on the spatial variability of subalpine plant communities: a multiscale approach. *Basic Appl. Ecol.* 12, 609–619. DOI: 10.1016/j.baae.2011.08.006.
- Deléglise, C; Loucougaray, G; Alard, D. 2011. Effects of grazing exclusion on the spatial variability of subalpine plant communities: A multiscale approach. *Basic and Applied Ecology*. 12: 609-619. DOI: 10.1016/j.baae.2011.08.006.

- Deregibus, VA; Casal, JJ; Jacobo, EJ; Gibson, D; Kauffman, M; Rodríguez, AM. 1994. Evidence that heavy grazing might promotes the germination of *Lolium multiflorum* seeds via phytochrome mediated perception of high red-far red ratios. *Functional Ecology* 8:536–542.
- Derner, JD; Hess, BW; Olson, RA; Schuman, GE. 2008. Functional group and species responses to precipitation in three semi-arid rangeland ecosystems. *Arid Land Research and Management* 22, 81–92. DOI: doi.org/10.1080/15324980701784274.
- Derner, JD; Gillen RL, McCollum FT; Tate, KW. 1994. Little bluestem tiller defoliation patterns under continuous and rotational grazing. *Journal of Range Management* 47:220–225.
- Distel, RA. 2013. Manejo del pastoreo en pastizales de zonas áridas y semiáridas. Revisión bibliográfica. *Revista Argentina de Producción Animal*. 33 (1): 53-64. <http://ppct.caicyt.gov.ar/index.php/rapa/article/view/3566>.
- Distel, RA; Villalba, JJ; Laborde, HE. 1993. Effects of early experience on voluntary intake of low-quality roughage by sheep. *J. Anim. Sci.* 72:1191-1195.
- Dong, QM; Zhao, XQ; Wu, GL; Shi, JJ; Ren, GH. 2013. A review of formation mechanism and restoration measures of “black-soil-type” degraded grassland in the Qinghai-Tibetan Plateau. *Environ. Earth Sci.*, 70: 2359-2370.
- Dormaar, JF; Willms, W. 1998. Effect of forty-four years of grazing on fescue grassland soils. *Journal of Range Management*. 51: 122-126.
- Drawe, DL. 1988. Effects of three grazing treatments on vegetation, cattle production, and wildlife on the Welder Wildlife Foundation Refuge, 1974-1982. Contribution B-8. Welder Wildl. Found. Sinton, Tex.
- Dudzinski, ML; Arnold, GW. 1973. Comparisons of diets of sheep and cattle grazing together on sown pastures on the tablelands of New South Wales by principal component analysis. *Australian Journal of Agricultural Research*, 24: 899-912.
- Dyksterhuis, EJ. 1949. Condition and management of rangeland based on quantitative ecology. *Journal of Range Management* 2: 104–115.
- Edler, FE. 1954. Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition a factor in old-field vegetation development. *Vegetation*. 4:412-417.
- Edmond, DB. 1974. Effects of sheep treading on measured pasture yield and physical conditions of four soils. *N.Z. J. Exp. Agric.* 2: 39–43.

- Eldridge, DJ; Delgado-Baquerizo, M; Travers, SK; Val, J; Oliver, I. 2017. Do grazing intensity and herbivore type affect soil health? Insights from a semi-arid productivity gradient. *J. Appl. Ecol.*, 54: 976-985.
- Ellis, WC. 1978. Determinants of grazed forage intake and digestibility. *J. Dairy Sci.* 61:1828-1840.
- Elzinga, CL; Salzer, DW; Willoughby, JW. 1998. Measuring and monitoring plant populations. Bureau of Land Management. Denver, CO. BLM Technical Reference 1730-1. http://msuinvasiveplants.org/documents/archives_cism/BLM_Measuring_and_monitoring.pdf.
- Ewel, JJ. 1990. Restoration is the ultimate test of ecological theory. In: W.R. Jordan III, E. Gilpin y D. Aber (eds.) *Restoration Ecology: A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fan, J-W; Shao, Q-Q; Liu, J-Y; Wang, J-B; Harris, W; Chen, Z-Q; Zhong, H-P; Xu, X-L; Liu, R-G. 2010. Assessment of effects of climate change and grazing activity on grassland yield in the Three Rivers Headwaters Region of Qinghai–Tibet Plateau, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 170:571–584 DOI: 10.1007/s10661-009-1258-1.
- FAO. 1998. *El estado mundial de la agricultura y la alimentación*. Colección FAO Agricultura N° 31. ISSN 0251-1371. FAO, Roma, Italia.
- Federer, CA; Tenpas, GH; Schmidt, DH; Tanner, CB. 1961. Pasture soil compaction by animal traffic. *Agron. J.* 53: 53-54.
- Fleischner, TL. 1994. Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology* 8:629-644.
- Flores, ER. 1993. Applying the concept of feeding stations to the behavior of cattle grazing variable amounts of available forage. A Thesis of Master of Science. Utah State University.
- Flores, ER. 1996. Realidad, limitaciones, y necesidades de investigación del sector ganadero peruano. *Latin America Regional Livestock Assessmentn. Workshop Proceedings*. San José. CR. 15-18: 83-99.
- Flores, ER. 1999. Tambos alpaqueros y pastizales II: Mejoramiento de praderas naturales. Proyecto especial tambos alpaqueros. *Boletín técnico LUP N° 12*. Lima, Perú.
- Flores, ER; Cruz, JA; López, M. 2007. Management of Sheep Genetic Resources in the Central Andes of Peru. In *People and Animals: Traditional Livestock Keepers Guardians of Domestic Animal Diversity*. Edited by Kim-Anh Tempelman and Ricardo Cardelino. FAO: Rome.

- Flores, ER; Cruz, JA; Ñaupari, JA. 2009. Utilización de praderas cultivadas en secano y praderas naturales para la producción lechera. Boletín técnico. INCAGRO, Perú y FDA.
- Flores, ER; Oscanoa, LL. 1992. Avances en la ecología de la nutrición de ovinos, alpacas y llamas en el ecosistema de puna seca. Boletín técnico N° 3, pp 2 – 11. UNALM. Lima – Perú.
- Flores, ER; Tácuna, RE; Calvo, V. 2014. Marco conceptual y metodológico para estimar el estado de salud de los bofedales. Convenio Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales y Ministerio del Medio Ambiente. 1–16.
- Florez, A. 2005. Manual de pastos y forrajes altoandinos. Lima: ITDG AL, OIKOS. 53p. ISBN N° 9972-47-115-2.
- Florez, A; Malpartida, E. 1987. Manejo de praderas nativas y pasturas en la región altoandina del Perú. Tomo I. Banco Agrario. Fondo del Libro. Lima-Perú. 335 p.
- Florez, A; Malpartida, E. 1988. Manejo de praderas nativas y pasturas en la región altoandina del Perú. Tomo II. Banco Agrario. Fondo del Libro. Lima-Perú. 316 p.
- Frank, DA; McNaughton, SJ; Tracy, B. 1998. The ecology of the earth's grazing ecosystems. *BioScience* 48: 513– 521.
- Freer, M. 1981. The control of food intake by grazing animals. In: F. H. W. Morley (Ed). *Grazing Animals*. Elsevier Sci. Pub. Co., Amsterdam, Holland.
- Friedel, MH. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: A viewpoint. *Journal of Range Management* 44: 422–426.
- Fryxell, JM; Wilmschurst, JF; Sinclair, ARE; Haydon, DT; Holt, RD; Abrams, PA. 2005. Landscape scale, heterogeneity, and the viability of Serengeti grazers. *Ecol Lett*; 8:328-335.
- Fuhlendorf, SD. 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.
- Gifford, GF; Hawkins, RH. 1976. Grazing systems and watershed management: A look at the record. *J. Soil and Water Conserv.* 31(6):281-283.
- Gifford, GF; Hawkins, RH. 1978. Hydrologic impact of grazing on infiltration ranges-a critical review. *Water Resour. Res.* 14:305-313.
- Gillen, RL; McCollum, FT; Brummer, JE. 1990. Tiller defoliation patterns under short duration grazing in tallgrass prairie. *Journal of Range Management* 43:95-99.
- Gleason, HA. 1926. The Individualistic Concept of the Plant Association. Reviewed work. *Bulletin of the Torrey Botanical Club.* 53: 7-26.

- Gordon, IJ. Plant-Animal Interactions in Complex Plant Communities: from Mechanism to Modelling. In Lemaire G, Hodgson J, Moraes de A, Nabinger C, Carvalho PC de F, editors. *Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology*. Wallingford UK: CABI Publishing; 2000.p.191-207.
- Groffman, PM; Baron, JS; Blett, T; Gold, AJ; Goodman, I; Gunderson, LH; Levinson, BM; Palmer, MA; Paerl, HW; Peterson, GD; LeRoy Poff, N; Rejeski, DW; Reynolds, JF; Turner, MG; Weathers, KC; Wiens, J. 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems* 9: 1–13.
- Grovum, WL. 1988. Appetite, palatability and control of feed intake. In: D. C. Church (Ed). *The Ruminant Animal*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Gunderson, L; Holling, C. 2002. *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington, DC, US.
- Guthery, FS. 1986. *Beef, brush and bobwhites: quail management in cattle country*. Golden Banner Press, Corpus Christi, Texas.
- Gutiérrez, JR; Arancio, G; Jaksic, FM. 2000. Variation in vegetation and seed bank in a Chilean Semi-Arid Community Affected by ENSO 1997. *Journal of Vegetation Science* 11: 641–648.
- Hacker, RB. 1973. The objectives of land resource management. *Arid Zone Newsletter*, CSIRO, Perth, Australia. p. 112-1 19.
- Hamilton, BA; Hutchinson, KJ; Annis, PC; Donnelly, JB. 1973. Relationships between the diet selected by grazing sheep and the herbage on offer. *Aust J Agric Res* 1973; 24:271-277.
- Hanson, CL; Kuhlman, AR; Erickson, CJ; Lewis, JK. 1970. Grazing effects on run-off and vegetation on western South Dakota rangelands. *J. Range Manage.* 23: 418-420.
- Hardoy, A. y Danelón, J.L. 1989. Selección de la dieta y consumo de rumiantes en pastoreo. *Sitio argentino de Producción Animal. Nutrición animal aplicada* 2(8): 32-34.
- Harker, K; Torell, D; Van Dyne, G. 1964. Botanical examination of forage from esophageal fistulas in cattle. *Journal of animal science* 23. 465 – 469.
- Harper, JL. 1990. The heuristic value of ecological restoration. In: W.R. Jordan III, E. Gilpin y D. Aber (eds.) *Restoration Ecology: A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, Cambridge. Pp 35-45.
- Hart, RH; Samuel, MJ; Test, PS; Smith, MA. 1988. Cattle, vegetation, and economic responses to grazing systems and grazing pressure. *J. Range Manage.* 41:282-286.

- Heady, HF. 1975. Rangeland Management. McGraw-Hill Book Co., Inc. New York, N.Y.
- Hein, L. 2006. The impacts of grazing and rainfall variability on the dynamics of a Sahelian rangeland. *Journal of Arid Environment* 64: 488–504.
- Heitschmidt, RK; Taylor JR. 1991. Livestock Production. In: *Grazing management: An Ecological Perspective*. Heitschmidt RK and Stuth JW [EDS.]. Portland, OR: Timber Press. p 161–177.
- Heitschmidt, RK; Stuth, JW. 1991. *Grazing management: An ecological perspective*. Portland, Or: Timber Press.
- Heitschmidt, RK; Kothmann, MM; Rawlins, WJ. 1982. Cow-calf response to stocking rates, grazing systems, and winter supplementation at the Texas Experimental Ranch. *Journal of Range Management* 35, 204–210.
- Henríquez, C; Cabalceta, G. 1999. Guía práctica para el estudio introductorio de los suelos con un enfoque agrícola. San José, Costa Rica Asociación Costarricense de Ciencia del Suelo. 112 p.
- Herbel, CH. 1983. Principles of intensive range improvements. *Journal of range management*. 36(2):140-144.
- Herrick, JE; Jones, TL. 2002. A dynamic cone penetrometer for measuring soil penetration resistance. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1320–1324.
- Herrick, JE; Weltz, MA; Reeder, JD; Schuman, GE; Simanton, JR. 1999. Rangeland soil erosion and soil quality: role of soil resistance, resilience, and disturbance regime. In: Lal, R. (Ed.), *Soil Erosion and Soil Quality*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 209–233.
- Herrick, JE; Zee, JW; Havstad, KM; Burkett, LM; Whitford, WG. 2005. *Monitoring Manual for Grassland, Shrubland, and Savanna Ecosystems. Design, Supplementary Methods, and Interpretation, vol. II*. University of Arizona Press, Tucson, Arizona.
- Hobbs, RJ; Suding, KN. 2009. *NewModels for Ecosystem Dynamics and Restoration*. Island Press, Washington, DC.
- Hodgkinson, KC; Baas Becking. HG. 1977. Effect of defoliation on root growth of some arid zone perennial plants. *Aust. J. Agr. Res.* 29:31-42.
- Hodgson, J; Fornes, TDA; Armstrong, RH; Beattie, MM; Hunter, EA. 1991. Comparative studies of the ingestive behavior and herbage intake of sheep and cattle grazing indigenous hill plant communities. *J Appl Ecol.* 28:205-227.
- Hodgson, J; Fornes, TDA; Armstrong, RH; Beattie, MM; Hunter, EA. 1991. Comparative studies of the ingestive behavior and herbage intake of sheep and cattle grazing indigenous hill plant communities. *J Appl Ecol.* 28:205-227.

- Hodgson, J; Eadie, J. 1986. Vegetation resources and animal nutrition in hill areas: agricultural and environmental implications. Proceedings of a Hill Land Symposium, Galway, 1984 (Ed. by M.A. O'Toole), pp. 118-133. The Agricultural Institute, Eire.
- Hodgson, J; Jamieson, WS. 1981. Variations in herbage mass and digestibility, and the grazing behaviour and herbage intake of adult cattle and weaned calves. *Grass and Forage Science*, 36, 39-48.
- Hodgson, J; Rodriguez, JM. 1971. The measurement of herbage intake in grazing studies. Annual Report of the Grassland Research Institute, Hurley, 1970. pp. 132-140.
- Hodgson, J. 1982. Ingestive behaviour. *Herbage Intake Handbook* (Ed. by J.D. Leaver), pp. 113-118. British Grassland Society, Hurley, Maidenhead.
- Hodgson, J. 1985. The control of herbage intake in the grazing ruminant. *Proceedings of the Nutrition Society*, 44: 339-346.
- Hodgson, J. 1990. *Grazing Management, Science into Practice*. Longman Books New York. ISBN 0-470-21644-1.
- Hodgson, J; Forbes, T; Armstrong, R; Beattie, M; Hunter, E. 1991. Comparative Studies of the Ingestive Behaviour and Herbage Intake of Sheep and Cattle Grazing Indigenous Hill Plant Communities. *Journal of Applied Ecology*. 28(1): 205-227. DOI:10.2307/2404126.
- Holechek, JL 1989. Range inventory and monitoring. *Range management principles*. University of New Mexico, USA. 1 – 22 p.
- Holechek, JL; Hilton, G; Molinar, F; Galt, D; Valdez, R. 2000. Short duration grazing: the facts in 1999. *Rangelands* 22(1):18–22.
- Holechek, JL; Pieper RD; Herbel, CH. 2001. *Range management: Principles and practices*. 4th ed. Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice Hall. 587 p.
- Holechek, JL; Pieper, RD; Herbel, CH. 1989. *Range management: Principles and practices*. Prentice-Hall. Inc. Englewood Cliffs, N.J. 501 p.
- Holechek, JL; Pieper, RD; Herbel, CH. 1998. *Range management: Principles and practices*. 3rd Edition. Prentice-Hall Inc., Upper Saddle River, N.J.
- Holland, EA; Parton, WJ; Detling, JK; Coppock, DL. 1992. Physiological responses of plant populations to herbivory and their consequences for ecosystem nutrient flow. *Am. Nat.* 140: 685-706.
- Holland, MM; Risser, GP; Naiman, RJ. 1991. *Ecotones: The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments*. Chapman and Hall. London. Pp 1- 7.

- Holling, CS. 1973. Surprise for science, resilience for ecosystems and incentives for people. *Ecological Applications* 6: 733–735.
- Holmgren, M; Scheffer, M; Ezcurra, E; Gutiérrez, JR; Mohrena, GMJ. 2001. El Niño effects on the dynamics of terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 89–94.
- Horn, HS. 1976. Succession. In R. May (ed.) *Theoretical Ecology: Principles and applications*, Blackwell, London. Pp 187-204.
- Hubbard, RK; Newton, GL; Hill, GM. 2004. Water Quality and the Grazing Animal. *J. Anim. Sci.* 82(E. Suppl.): E255–E263. Publications from USDA-ARS / UNL Faculty. 274.
- Huerta, GL. 2002. Formulación de herramientas de gestión integral para el manejo sostenible de las praderas altoandinas: estudio de caso en la cabecera de microcuenca Quitaracza – cuenca Santa Sihuas – Ancash. Tesis Ingeniero Zootecnista. Universidad Nacional Agraria La Molina, Facultad de Zootecnia. Lima, Perú.
- Humphrey, RR. 1949. Field comments on the range condition method of forage survey. *J. Range Manage.* 2: 1-10.
- Huntly, NJ. 1991. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22:477-503.
- Hurtado, L. 2007. Fundamentos de riego. Publicación UNALM. Facultad de Agronomía. Artículo en línea disponible en www.pdfactory.com.
- Hussain, F; Jan, DM. 2009. Seasonal availability, palatability and animal preferences of forage plants in harboi arid range land, kalat, Pakistan. 2009. *Pak J Bot* 41:539-554.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* 113, 81–101. DOI: <https://www.jstor.org/stable/2459944>.
- Illius, AW; Gordon, IJ. 1987. The allometry of food intake in grazing ruminants. *Journal of Animal Ecology*, 56: 989-999.
- Jamieson, WS; Hodgson, J. 1979. The effects of variation in sward characteristics upon the ingestive behaviour and herbage intake of calves and lambs under a continuous stocking management. *Grass and Forage Science*, 34, 273-282.
- Jarman, PJ; Sinclair, ARE. 1979. Feeding strategy and the pattern of resource partitioning in ungulates. *Serengeti: Dynamics of an Ecosystem* (Ed. by A.R.E. Sinclair y M. Norton-Griffiths), pp. 130-163. University of Chicago Press, Chicago.
- Javier, LP; Susanne, S; Manuel, P; Alvaro, GG; Francisco, LC. 2018. Effects of soil moisture and vegetation cover on biomass growth in water-limited environments. *Land Degrad. Dev.* 29: 4405–4414.

- Jeddi, K; Chaieb, M. 2010. Changes in soil properties and vegetation following livestock grazing exclusion in degraded arid environments of South Tunisia Flora-Morphology, Distribution. *Funct. Ecol. Plants* 205, 184–189. DOI: doi.org/10.1016/j.flora.2009.03.002.
- Jia, BR; Zhou, GS; Wang, Y; Wang, F; Wang, X. 2006. Effects of temperature and soil water content on soil respiration of grazed and ungrazed *Leymus chinensis* steppes, Inner Mongolia. *J. Arid Environ.* 67, 60–76. DOI: doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.02.002.
- Johnson, HD. 1985. Physiological responses and productivity of cattle. In: *Stress Physiology in livestock*. Vol. II Ungulates. CRC Press, Inc. Boca Raton. 454pp.
- Jones, A. 2000. Effects of cattle grazing on North American arid ecosystems: a quantitative review. *West. North Am. Nat.* 60, 155–164.
- Josse, C; Cuesta, F., Navarro, G; Barrena, V; Cabrera, E; Chacón-Moreno, E; Ferreira, W; Peralvo, M; Saito, J; Tovar, A. 2009. Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. Secretaría General de la Comunidad Andina. Disponible en: <http://www.saber.ula.ve/handle/123456789/39336>.
- Justus, J. 2008. Ecological and Lyapunov stability. *Philos. Sci.* 75, 421–436.
- Kammer, PM; Schöb, C; Eberhard, G; Gallina, R; Meyer, R, Tschanz, C. 2013. The relationship between soil water storage capacity and plant species diversity in high alpine vegetation. *Plant Ecol. Divers.* (3–4): 457–466.
- Kassahun, A; Snyman, HA; Smit, GN. 2008. Impact of rangeland degradation on the pastoral production systems, livelihoods and perceptions of the Somali pastoralists in Eastern Ethiopia. *Journal of Arid Environments.* 72: 1265-1281. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2008.01.002.
- Kauffman, JB; Krueger, WC; Vavra, M. 1982. Impacts of a late season grazing scheme on nongame wildlife habitat in a Wallowa Mountain riparian ecosystem. p. 208-220. In: *Wildlife-Livestock Relationships Symposium*. March 1981. Cour d'Alene, Ida.
- Kawas, JJ. 1995. Factores que afectan el consumo voluntario de forrajes por bovinos en pastoreo. En: *Curso-Taller Internacional de Actualización sobre Consumo Voluntario de Alimentos*. U.A.A.A.N. Saltillo, Coah.
- Kent, M; Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis*. CRC Press. Boca Raton.
- Kent, M. 2012. *Vegetation description and data analysis. A practical approach*. 2nd. Edition Wiley-Blackwell. 414 pp.
- Kerns, BK; Buonopane, M; Thies, WG; Niwa, C. 2011. Reintroducing fire into a ponderosa pine forest with and without cattle grazing: understory vegetation response. *Ecosphere* 2, 59. DOI: doi.org/10.1890/ES10-00183.I.

- Knopf, FL. 1994. Avian assemblages on altered grasslands. *Studies in Avian Biology* 15: 247–257.
- Kothmann, MM; Hinnant, RT. 1999. *The Grazing Manager for Windows*. Department of Rangeland Ecology and Management, Texas A&M University, College Station.
- Krogh, SN; Zeisset, MS; Jackson, E; Whitford, WG. 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 de suelos.
- Laboratorio de Utilización de Pastizales UNALM (LEUP). 2010. Base de datos de especies forrajeras, presupuestos y costos de la región Ancash.
- Lacey, J; Wallander, R; Olson-Rutz, K. 1992. Recovery, Germinability, and Viability of Leafy Spurge (*Euphorbia esula*) Seeds Ingested by Sheep and Goats. *Weed Technology*. 6(3): 599-602. DOI:10.1017/S0890037X00035867.
- Lamar Smith, E. 2003. Evaluation of the range condition concept. SRM, 25th anniversary. *Rangeland*. 25 (2): 3-6.
- Lascano, CE. 2000. Selective Grazing on Grass-Legume Mixtures in Tropical Pastures. In: Lemaire G, Hodgson J, Moraes de A, Nabinger C, Carvalho PC de F, editors. *Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology*. Wallingford UK: CABI Publishing. p.249-263.
- Launchbaugh, KL; Howery, LD. 2005. Understanding landscapes use patterns of livestock as a consequence of foraging behavior. *Rangeland Ecol Manage*. 58:99-108.
- Launchbaugh, JL. 1986. Intensive-Early Season Stocking. Proceedings, The Ranch Management Symposium. November 5-7, North Platte, Nebraska.
- Launchbaugh, KL. 1993. How herbivores track variable environments: response to variability of phytotoxins. *J. Chem. Ecol.*, 19: 1047-1056.
- Laycock, WA; Conrad, PW. 1967. Effect of grazing on soil compaction as measured by bulk density on a high elevation cattle range. *J. Range Manage*. 20:136-140.
- Lemaire, G. 2001. Ecophysiology of grasslands: Dynamic aspects of forage plant populations in grazed swards. In: Proc. XIX International Grasslands Congress. Sao Paulo. Brasil.
- Leng, RA. 1990. Factors affecting the utilization of poor-quality forages by ruminants particularly under tropical conditions. *Nutr Res Rev*. 3:277-303.
- Lewis, JK. 1969. Range management viewed in the ecosystem framework, p. 97- 187. In: G. M. Van Dyne, Ed. *The ecosystem concept in natural resource management*. Academic Press, N.Y., 383 p.

- Lezama, F; Baeza, S; Altesor, A; Cesa, A; Chaneton, EJ; Paruelo, JM. 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science* 25, 8–21. DOI: 10.1111/jvs.12053.
- Li, SG; Harazono, Y; Oikawa, T; Zhao, HL; Chang, XL. 2000. Grassland desertification by grazing and the resulting micrometeorological changes in Inner Mongolia. *Agric. For. Meteorol.* 102: 125–137. DOI: doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00101-5.
- Linnartz, NE; Chung-Yun, H; Dunvai, VL. 1966. Grazing impairs physical properties of a forest soil in Central Louisiana. *J. Forestry* 64: 239-243.
- Liu, B; Shao, M. 2014. Estimation of soil water storage using temporal stability in four land uses over 10 years on the Loess Plateau, China. *J. Hydrol.* 517: 974–984. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.06.003.
- Liu, J; Feng, C; Wang, D; Wang, L; Wilsey, BJ; Zhong, Z. 2015. Impacts of grazing by different large herbivores in grassland depend on plant species diversity. *J. Appl. Ecol.* 52: 1053–1062.
- Lopes-Mazzetto, JM; Schellekens, J; Vidal-Torrado, P; Buurman, P. 2018. Impact of drainage and soil hydrology on sources and degradation of organic matter in tropical coastal podzols. *Geoderma.* 330: 79–90.
- López, DR; Cavallero, L; Brizuela, MA; Aguiar, MR. 2011. Ecosystemic structural–functional approach of the state and transition model. *Appl. Veg. Sc.* 14: 6–16.
- López, R. 1984. Dieta del Ganado en Agostadero. Folleto de Divulgación. 1(4). UAAAN. Saltillo, Coah.
- Love, LD. 1958. Rangeland watershed management. *Proceedings, Soc. Amer. Foresters.* Pp 198-200.
- Loydi, A; Distel, RA. 2010. Diversidad florística bajo diferentes intensidades de pastoreo por grandes herbívoros en pastizales serranos del Sistema de Ventania, Buenos Aires. *Ecología Austral.* 20: 281-291.
- Lu, N; Chen, S; Wilske, B; Sun, G; Chen, J. 2011. Evapotranspiration and soil water relationships in a range of distributed and undistributed ecosystems in the semi-arid Inner Mongolia, China. *J. Plant Ecol.* 4: 49–60.
- Lü, XT; Freschet, GT; Kazakou, E; Wang, ZW; Zhou, LS; Han, XG. 2015. Contrasting responses in leaf nutrient-use strategies of two dominant grass species along a 30-yr temperate steppe grazing exclusion chronosequence. *Plant Soil.* 387: 69–79.

- Luan, J; Cui, L; Xiang, C; Wu, J; Song, H; Ma, Q; Hu, Z. 2014. Different grazing removal enclosures effects on soil C stocks among alpine ecosystems in east Qinghai–Tibet Plateau. *Ecological Engineering*, 64: 262–268. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.12.057.
- Lull, HW. 1959. Soil compaction on forest and range lands. US Dep Agr Misc Publ 768. In: Raymond DR and Westfall SE (eds) Non-grazing and gophers lower bulk density and acidity in Annual-Plant Soil. USDA, Forest Service Research Note PSW-254, 33 pp.
- Manley, WA; Hart, RH; Samuel, MJ; Smith, MA; Waggoner, JW; Manley, JT. 1997. Vegetation and cattle responses to grazing strategies and grazing pressure. *Journal of Range Management* 50:638-646.
- Martínez, E. 1996. La restauración ecológica. *Revista Ciencias. Facultad de Ciencias UNAM, México*. 43: 56-60. ISSN: 0187-6376.
- Matteucci, DS; Colma, A. 1982. Metodología Para el Estudio de la vegetación. Serie de Biología. Monografía N° 22. Washington D.C. Organización de los Estados Americanos
- Mc Clymont, G. 1967. Selectivity and intake in the grazing ruminant. In: *Handbook of physiology, Section 6: Alimentary Tract, Vol.1*. Edited by: Code, C.F. Pp. 129-137.
- Mc Donald, P. 1999. *Nutrición Animal*. 5° Edición. Editorial Acribia. ISBN: 978-84-200-0876-9. Zaragoza, España.
- McCalla, GR. 1982. Hydrologic response to livestock grazing on the Edwards Plateau. M.S. Thesis, Texas A&M Univ., College Station. 167 p.
- McCalla, GR; Blackburn, WH; Merrill, LB. 1984. Effects of livestock grazing on infiltration rates, Edwards Plateau of Texas. *J. Range Manage.* 37: 265-269.
- McCalla, GR; Blackburn, WH; Merrill, LB. 1984. Effects of livestock grazing on sediment production, Edwards Plateau of Texas. *Journal of Range Management*. 32: 33-37.
- McCollum, FT; Gillen RL; Karges BR; Hodges, ME. 1999. Stocker cattle response to grazing management in tallgrass prairie. *J. Range Manage.* 52:120-126.
- McGinty, WA; Smeins, FE; Merrill, LB. 1979. Influence of soil, vegetation and grazing management on infiltration rate and sediment production of Edwards Plateau rangelands. *J. Range Manage.* 32: 33-37.
- Mejía, HJ. 2000. Efecto de Dos Fuentes Proteicas sobre el Comportamiento Productivo, Fermentación Ruminal y Cinética Digestiva en Bovinos Productores de Carne. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Chihuahua, México.
- Mejía, J. 2002. Consumo Voluntario de Forraje por Rumiantes en Pastoreo *Acta Universitaria*, vol. 12, núm. 3, septiembre-diciembre. pp. 56-63 Universidad de Guanajuato Guanajuato, México.

- Mendoza, GD; Pinos, JM; Ricalde, R; Aranda, EM; Rojo, R. 2003. Modelo de simulación para estimar el balance calórico de bovinos en pastoreo. *Interciencia* 28: 202-207.
- Mendoza, GD; Ricalde, R. 1996. Suplementación de bovinos en crecimiento en pastoreo. Leche. Libro de texto, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. D.F. 97 pp.
- Mendoza, GD; Plata, FX; Espinoza, R; Lara, A. 2008. Manejo nutricional para mejorar la eficiencia de utilización de la energía en bovinos. *Universidad y ciencia. Trópico húmedo.* 24(1): 75-87.
- Merritt, DM; Bateman, HL. 2012. Linking stream flow and groundwater to avian habitat in a desert riparian system. *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America.* 22(7): 1973-1988. DOI: 10.2307/41723108.
- Milchunas, DG; Sala, OE; Lauenroth, WK. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist.* 132: 87–106.
- Milchunas, DG; Lauenroth, WK. 1993. Quantitative Effects of Grazing on Vegetation and Soils Over a Global Range of Environments. *Ecological Monographs.* 63. 327-366. DOI: 10.2307/2937150.
- Milchunas, DG; Lauenroth, WK; Burke, IC; Detling, JK. 2008. Effects of grazing on vegetation. *Ecology of the Shortgrass Steppe: A Long-term Perspective.* 389-446.
- Milchunas, DG; Lauenroth, WK; Chapman, PL; Kazempour, MK. 1989. Effects of grazing, topography, and precipitation on the structure of a semiarid grassland. *Vegetation.* 80 (1): 11–23. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00049137>.
- Milchunas, DG; Sala OE; Lauenroth, WK. 1988. A Generalized Model of the Effects of Grazing by Large Herbivores on Grassland Community Structure. *The American Naturalist.* 132: 87-106. DOI: 10.1086/284839.
- Milne, RM; Haynes, RJ. 2004. Soil organic matter, microbial properties, and aggregate stability under annual and perennial pastures. *Biology and Fertility of Soils,* 39: 172–178.
- Milton, SJ; Dean, WRJ; Ellis, RP. 1998. Rangeland health assessment: a practical guide for ranchers in arid Karoo shrublands. *Journal of Arid Environments,* 39(2): 253–265. DOI: <https://doi.org/10.1006/jare.1998.0395>.
- Milton, SJ; Siegfried, WR. 1994. A conceptual model of arid rangeland degradation. *BioScience,* 44(2): 70-76. DOI: <https://doi.org/10.2307/1312204>.
- Minson, JD. 1981. Prospects for improving the digestibility and intake of tropical grasses. *Tropical grasslands.* 14(3). Sta Lucia.

- Minson, JD. 1990. *Forage in Ruminant Nutrition*. Academic Press. San Diego, CA.
- Mufarrege, DJ; Benitez, CA; Fernandez, JG; Somma De Fere, GR. 1992. Caracterización de especies forrajeras y pasturas naturales por su composición química y digestibilidad. Informe Final. EEA INTA Mercedes (Corrientes).
- Müller, F; Hoffmann-Kroll, R; Wiggering, H. 2000. Indicating ecosystem integrity: theoretical concepts and environmental requirements. *Ecol. Model.* 130: 13–23.
- Mwendera, EJ; Saleem, MAM. 1997. Hydrologic response to cattle grazing in the Ethiopian highlands. *Agriculture, Ecosystems y Environment.* 64(1): 33–41. DOI: 10.1016/s0167-8809(96)01127-9.
- National Research Council (NRC). 1981. *Effect of Environment on Nutrient Requirements of Domestic Animals*. National Academy Press. Washington, DC.
- National Resource Council (NRC). 1987. *Predicting Feed Intake of Food-Producing Animals*. National Academy Press. Washington, DC.
- Naveh, Z; Lieberman, A. 1994. *Landscape ecology: theory and application*. 2nd ed. Springer, New York, NY, US.
- Neary, DG; Klopatek, CC; DeBano, LF; Ffolliott, PF. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management.* 122: 51–71.
- Niu, F; Gao, Z; Lin, Z; Luo, J; Fan, X. 2019. Vegetation influence on the soil hydrological regime in permafrost regions of the Qinghai-Tibet Plateau, China. *Geoderma.* 354(22), 113892.
- Nolte, S; Esselink, P; Smit, C; Bakker, JP. 2014. Herbivore species and density affect vegetation-structure patchiness in salt marshes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 185: 41–47. DOI:10.1016/j.agee.2013.12.010.
- Norwine, J; Bingham, R. 1985. Frequency and severity of drought in South Texas: 1890-1983. Pp. 1-17 in *Livestock and wildlife management during drought* (R. D. Brown, ed.). Caesar Kleberg Wildl. Res. Inst. Press, Kingsville, Texas.
- Noy-Meir, I. 1975. Stability of grazing systems: an application of predator-prey graphs. *J. Ecol.* 63: 459-481.
- Noy-Meir, I. 1995. Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science.* 6: 701–710.
- O'Connor, TG. 1991. Local extinction in perennial grasslands: a life-history approach. *Am. Nat.* 137: 753–773.

- Oosterheld, M; Aguiar, MR; Ghera, CM; Paruelo, JM. 2005. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas: Un homenaje a Rolando J.C. León. Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de Buenos Aires, Argentina.
- Oficialdegui, R; Rodríguez, A. 1984. Análisis del Pastoreo Conjunto de Ovinos y Bovinos. Ovinos y Lanás. Boletín Técnico N°12. SUL-ROU. Pp 15-26.
- Oliver, CD; Larson, BC. 1996. Forest stand dynamics. Wiley, New York, NY, US.
- Olson, KC; Rouse, GB; Malechek, JC. 1989. Cattle nutrition and grazing behavior during short-duration-grazing periods on crested wheatgrass range. *Journal of Range Management*. 42(2): 153-158.
- Orr, HK. 1975. Recovery from soil compaction on bluegrass range in the Black Hills. *Trans. Amer. Sot. Agr. Ener.* 18: 1076-108.
- Oscanoa, LL. 1992. Estatus nutricional de proteína, energía, calcio y fosforo de ovinos bajo pastoreo continuo y rotativo en praderas altoandinas. Tesis para optar el grado de Magister Scientiae en nutrición. UNALM. Lima, Perú.
- Oscanoa, LL; Flores, ER. 2016. Influencia de técnicas de mejora de suelos sobre la función hídrica de pastos naturales altoandinos. *Ecología aplicada*. 15(2): 91- 99. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.748>.
- Ouled Belgacem, A; Louhaichi, M. 2013. The vulnerability of native rangeland plant species to global climate change in the West Asia and North African regions. *Climatic Change*. 119: 451–463. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0701-z>.
- Paladines, O; Lascano, C. 1986. Germoplasma forrajero bajo pastoreo en pequeñas parcelas; metodologías de evaluación. Cali, Colombia: CIAT. Centro Internacional de Agricultura Tropical.
- Parker, KW. 1951. A method for measuring trend in range condition on national forest ranges. U.S. Dept. Agr.; Forest Service, Washington, DC. 26 pp.
- Peco, B; Navarro, E; Carmona, CP; Medina, NG; Marques, MJ. 2017. Effects of grazing abandonment on soil multifunctionality: The role of plant functional traits. *Agriculture, Ecosystems y Environment*. 249: 215–225. DOI: 10.1016/j.agee.2017.08.013.
- Pellant, M; Pyke, DA; Shaver, PL; Herrick JE. 2005. Interpreting indicators of rangeland health, version 4. Technical Reference 1734 - 6. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, National Science and Technology Center. Denver, Co, US. 122 pp.
- Peters, RH. 1991. A critique for ecology. Cambridge University Press. Cambridge. Pp 1-14.

- Petersen, S; 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.
- Peterson, G; Allen, GR; Holling, CS. 1998. Ecological resilience, biodiversity and scale. *Ecosystems*. 1: 6–18.
- Pickett, STA; Collins, SL; Armesto, JJ. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *The Botanical Review*. 53: 335-371.
- Pierson, FB; Spaeth, KE; Weltz, MA; Carlson, DH. 2002. Hydrologic response of diverse western rangelands. *Journal of Range Management*. 55: 558-570. DOI:10.2458/azu_jrm_v55i6_pierson.
- Pizzio, R; Herrero-Jáuregui, C; Pizzio, M; Oesterheld, M. 2016. Impact of stocking rate on species diversity and composition of a subtropical grassland in Argentina. *Applied Vegetation Science* 19 (3), 454–461. DOI: 10.1111/avsc.12229.
- Porta, J; López-Acevedo, M; Roquero, C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Cap.16. Tercera edición. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 930 p
- Pratt, D; Gwyne, MD. 1977. Rangeland management and ecology in East Africa. London: Hodder and Stoughton. London, England. p. 289-303. DOI: doi.org/10.1017/S037689290000655X.
- Printz, JL; Toledo, D; Boltz, SC. 2014. Rangeland health assessment: The key to understanding and assessing rangeland soil health in the Northern Great Plains. *Journal of Soil and Water Conservation*. 69(3): 73 -77.
- Provenza, FD; Balph, DF. 1988. Development of Dietary Choice in Livestock on Rangelands and its Implications for Management. *J Anim Sci*. 66: 2356-2368.
- Putfarken, D; Dengler, J; Lehmann, S; Haerdtle, W. 2008. Site use of grazing cattle and sheep in a large-scale pasture landscape: A GPS/GIS assessment. *Applied Animal Behaviour Science*. 111: 54-67. DOI: 10.1016/j.applanim.2007.05.012.
- Pyke, DA; Herrick, JE; Shaver, P; Pellant, M. 2002. Rangeland health attributes and indicators for qualitative assessment. *Journal of Range Management*. 55: 584 – 597. DOI: 10.2307/4004002.
- Quispe, CE. 2016. Efecto del Pre-pastoreo con vacunos sobre las dietas de alpacas y ovinos en pastizales naturales. Tesis de Maestría en Producción Animal. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Ratliff, RD. 1993. Viewpoint: Trend assessment by similarity - a demonstration. *Journal of Range Management*. 46: 139-141. DOI: 10.2307/4002270.

- Rauzi, F; Smith, FM. 1973. Infiltration rates: Three soils with three grazing levels in northeastern Colorado. *J. Range Manage.* 26:126-129.
- Raven, PH. 2002. Presidential address. Science, sustainability and the human prospect. *Science* (New York, N.Y.) 297 (5583), 954-958. Doi: 10.1126/science.297.5583.954.
- Reiner, R; Bryant, FC. 1985. Diet selection and nutrition of alpacas grazing two eco-regions of Southern Perfi. Abs. 38th. Ann. Meet. Soc. for Range Management. Salt Lake City, Utah. USA.
- Rietkerk, M; Ketner, P; Burger, J; Hoorens, B; Olf, H. 2000. Multiscale soil and vegetation patchiness along a gradient of herbivore impact in a semi-arid grazing system in West Africa. *Plant Ecology.* 148: 207–224.
- Riquelme, VE. 1987. Suplementación energética para bovinos en pastoreo. En: Memoria del seminario internacional, Suplementación para bovinos en pastoreo. González MSS (ed) Centro de Ganadería Colegio de Postgraduados. Chapingo. 65 pp.
- Robbins, C; Hanley, T; Hagerman, A; Hjeljord, O; Baker, D; Schwartz, C; Mautz, W. 1987. Role of tannins in defending plants against ruminants: reduction in protein availability. *Ecology.* 68: 98-107.
- Robinson, RR; Alderfer, RB. 1952. Run-off from permanent pastures in Pennsylvania. *Agron. J.* 44: 459-462.
- Rong, Y; Yuan, F; Ma, L. 2014. Effectiveness of enclosures for restoring soils and vegetation degraded by overgrazing in the Junggar Basin, China. *Grassland Science.* 60: 118–124. DOI: 10.1111/grs.12048.
- Roshier, DA; Nicol, HI. 1998. Implications of Spatio-Temporal Variation in Forage Production and Utilization for Animal Productivity in Extensive Grazing Systems. *The Rangeland Journal.* 20: 3-25.
- Rotz, CA; Muck, RE. 1994. Changes in forage quality during harvest and storage. In: Fahey Jr. GC editor. Forage quality, evaluation and utilization. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI, USA. Pp 828-868.
- Rujner, H; Leonhardt, G; Marsalek, J; Perttu, AM; Viklander, V. 2018. The effects of initial soil moisture conditions on swale flow hydrographs. *Hydrol. Process.* 32: 644–654.
- Ruppert, JC; Harmony, K; Henkin, Z; Snyman, HA; Sternberg, M; Willms, W. 2015. Quantifying drylands' drought resistance and recovery: The importance of drought intensity, dominant life history and grazing regime. *Glob. Change Biol.* 21: 258–1270. DOI: 10.1111/gcb.12777

- Rutter, S. 2005. Diet preference for grass and legumes in free-ranging domestic sheep and cattle: Current theory and future application. *Applied Animal Behaviour Science*. 97:17–35.
- Sampedro, D; Vogel, O; Celser, A. 2004. Suplementación de vacunos en pastizales naturales. Sitio argentino de producción animal. Serie Técnica N° 34. Corrientes. Argentina.
- Sampson, AW. 1919. Plant succession in relation to range management. *USDA Bull.* 791.
- San Martin, F. 1987. Comparative Forage Selectivity and Nutrition of South American Camelids and Sheep. Texas Tech Univ., Lubbock, TX (Ph.D. Dissertation), 146 pp.
- San Martin, F; Bryant, FC. 1989. Nutrition of domesticated South American llamas and alpacas. *Small Rumin. Res.* 2: 191–216.
- SAS Institute Inc 2004. Statistical Analysis System SAS/STAT 9.2 User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, NC. ISBN 1-59047-243-8.
- Savadogo, P; Savadogo, L; Tiveau, D. 2007. Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical properties and pasture yield in the Savanna Woodlands of Burkina Faso. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 118: 80–92.
- Savory, A. 1983. The Savory grazing method or holistic resource management. *Rangelands* 5:155-159.
- Savory, A; Parsons, SD. 1980. The Savory Grazing Method. *Rangelands*. 2: 234-237.
- Scheffer, M; Carpenter, SR; Foley, JA; Folke, C; Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*. 413: 591–596.
- Schlesinger, WH; Reynolds, JF; Cunningham, GL; Huenneke, LF; Jarrell, WM; Virginia, RA; Whitford, WJ. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science*. 247: 1043-1048.
- Schönbach, P; Wan, H; Gierus, M; Bai, Y; Müller, K; Lin, L; Susenbeth, A; Taube, F. 2011. Grassland responses to grazing: effects of grazing intensity and management system in an Inner Mongolian steppe ecosystem. *Plant and Soil*. 340: 103–115. DOI:10.1007/s11104-010-0366-6.
- Scott, CB; Schacht, WH; McCown, CS. 1993. Response of herbaceous vegetation to short duration grazing in Central West Texas. *Texas Journal of Agriculture and Natural Resources*. 6:1–9.
- Scurlock, JMO; Johnson KR; Olson, RJ. 2002. Estimating net primary productivity from grassland biomass dynamics measurements. *Global Change Biology*. 8:736–753.
- Searle, KR; Shipley, LA. 2008. The comparative feeding behaviour of large browsing and grazing herbivores. *The Ecology of Browsing and Grazing* (eds I. Gordon y H. Prins), pp. 117–148. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany.

- Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI). 2015. Precipitación total anual, según departamento, 2000 - 2015. Disponible en: <https://www.senamhi.gob.pe/?p=descarga-datos-hidrometeorológicos>.
- Shi, ZH; Yue, BJ; Wang, L; Fang, NF; Wang, D; Wu, FZ. 2013. Effects of mulch cover rate on interrill erosion processes and the size selectivity of eroded sediment on steep slopes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77: 257–267. DOI: 10.2136/sssaj2012.0273.
- Shi, X; Li, X; Li, C; Zhao, Y; Shang, Z; Ma, Q. 2013. Grazing exclusion decreases soil organic C storage at an alpine grassland of the Qinghai–Tibetan Plateau. *Ecological Engineering.* 57:183–187. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.04.032.
- Skarpe C; Hester A. 2008. Plant Traits, Browsing and Grazing Herbivores, and Vegetation Dynamics. In: Gordon IJ, Prins HH, editors. *The Ecology of Browsing and Grazing*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. Pp. 217-247.
- Skovlin, JM; Harris, RW; Strickler, GS; Garrison, GA. 1976. Effects of cattle grazing methods on ponderosa pine-bunchgrass range in Pacific Northwest. Technical Bulletin 1531. U.S. Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon.
- Smith, DA; Schmutz, EM. 1975. Vegetative changes on protected versus grazed desert grassland ranges in Arizona. *Journal of Range Management.* 28: 453-458.
- Snyman, HA; du Preez, CC. 2005. Rangeland degradation in a semi-arid South Africa. II. Influence on soil quality. *Journal of Arid Environments.* 60: 483–507. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2004.06.005.
- Snyman, HA. 2003. Short-term response of rangeland following an unplanned fire in terms of soil characteristics in a semi-arid climate of South Africa. *Journal of Arid Environments.* 55: 160–180.
- Sociedad de Manejo de Pastizales (SRM). 1995. Task group on unity in concepts and terminology committee members. *Journal of Range Management.* 48(3): 271-282.
- Soriano, A; Sala, OE; Perelman, SB. 1994. Patch structure and dynamics in a Patagonian arid steppe. *Vegetation.* 111: 127–135.
- Speed, JDM; Cooper, EJ; Jónsdóttir, IS; Van der Wal, R; Woodin, SJ. 2010. Plant community properties predict vegetation resilience to herbivore disturbance in the Arctic. *J. Ecol.* 98: 1002-1013.
- Steinfeld, H; Gerber, P; Wassenaar, T; Castel, V; Rosales, M; De Haan, C. 2006. *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; 2006.

- Sternberg, M; Golodets, C; Gutman, M; Perevolotsky, A; Ungar, ED; Kigel, J; Henkin, Z. 2015. Testing the limits of resistance: a 19-year study of Mediterranean grassland response to grazing regimes. *Global Change Biology*. 21: 1939–1950. DOI: 10.1111/gcb.12866.
- Strahan, RT; Stoddard, MT; Springer, JD; Huffman, DW. 2015. Increasing weight of evidence that thinning and burning treatments helps restore understory plant communities in ponderosa pine forest. *For. Ecol. Manage.* 353: 208-220.
- Stringham, TK; Kruege, WC; Shaver, PL. 2003. State and transition modelling: an ecological process approach. *Journal of Range Management* 56: 106–113.
- Suding, KN; Hobbs, RJ. 2009. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends Ecol. Evol.* 24: 271-279. doi: 10.1016/j.tree.2008.11.012.
- Szaro, RC. 1989. Riparian forest and scrubland community types of Arizona and New Mexico. *Desert Plants*. 9: 69-138.
- Tainton, NM. 1999. Veld management in South Africa. Pietermaritzburg, South Africa: University of Natal Press. 472 p.
- Tanner, CB; Mamaril, CP. 1959. Pasture soil compaction by animal traffic, *Agron. J.* 51: 329-331.
- Tarazona, AM; Ceballos, MC; Naranjo, JF; Cuartas, CA. 2012. Factores que afectan el comportamiento de consumo y selectividad de forrajes en rumiantes. *Rev Colombiana de Ciencias Pecuarias*. 25:473-487
- Teague, WR; Dowhower, SL; Baker, SA; Haile, N; DeLaune, PB; Conover, DM. 2011. Grazing management impacts on vegetation, soil biota and soil chemical, physical and hydrological properties in tall grass prairie. *Agr. Ecosyst. Environ.* 141: 310–322. DOI: doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.009.
- Teague, WR; Dowhower, SL; Baker, SA; Ansley, RJ; Kreuter, UP; Conover, DM; Waggoner, JA. 2010. Soil and herbaceous plant responses to summer patch burns under continuous and rotational grazing. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 137: 113–123.
- Teague, WR; Dowhower, SL; Waggoner, JA. 2004. Drought and grazing patch dynamics under different grazing management. *Journal of Arid Environments*. 58: 97–117.
- Thompson, JR. 1968. Effect of grazing on infiltration in a western watershed. *J. Soil and Water Conserv.* 23:63-65.
- Thornton, P; Van de Steeg, J; Notenbaert, A; Herrero, M. 2009. The Impacts of Climate Change on Livestock and Livestock Systems in Developing Countries: A Review of What We Know and What We Need to Know. *Agricultural Systems*. 101: 113-127. DOI: 10.1016/j.agsy.2009.05.002.

- Thuiller, W. 2007. Biodiversity: climate change and the ecologist. *Nature*. 448: 550-552. DOI: 10.1038/448550a.
- Thurow, TL; Blackburn, WH; Taylor, CA Jr. 1986. Hydrologic characteristics of vegetation types as affected by livestock grazing systems, Edwards Plateau, Texas. *Journal of Range Management*. 39: 505–509.
- Thurow, TL. 1991. Hydrology and Erosion. In: Heitschmidt, R.K., Stuth, J.W. (Eds.), *Grazing Management: An Ecological Perspective*. Timber Press, Portland, OR, USA, pp. 141–159.
- Thurow, TL; Blackburn, WH; Taylor, CA Jr. 1987. Rainfall interception losses by midgrass, shortgrass, and live oak mottes. *Journal of Range Management*. 40: 455–460.
- Thurow, TL; Blackburn, WH; Taylor, CA Jr. 1988. Infiltration and interrill erosion responses to selected livestock grazing strategies, Edwards Plateau, Texas. *J. Range Mangement*. 41: 296-302.
- Tilley, JM; Terry, RA. 1963. A two stage technique for the in vitro digestion of forage crops. *Journal of British Grassland Society*. 18: 104-111.
- Tongway, DJ; Sparrow, AD; Friedel, MH. 2003. Degradation and recovery processes in grazed arid grasslands of central Australia: 1. Soil and land resources. *J Arid Environ*. 55: 301-326.
- Tongway, DJ; Hindley, NL. 2000. Assessing and monitoring desertification with soil indicators. In: Archer, S. y Arnalds, O. (eds.) *Rangeland desertification*. pp. 889–898. Dr. W. Junk Publishers, The Netherlands.
- Tongway, DJ; Hindley, NL. 2004. *Landscape function analysis: procedures for monitoring and assessing landscapes. With special reference to minesites and rangelands*. Canberra: CSIRO Sustainable Ecosystems, Brisban.
- Toohey, RC; Boll, J; Brooks, ES; Jones, JR. 2018. Effects of land use on soil properties and hydrological processes at the point, plot, and catchment scale in volcanic soils near Turrialba, Costa Rica. *Geoderma*. 315: 138–148.
- Tóth, E; Deák, B; Valkó, O; Kelemen, A; Migléc, T; Tóthmérész, B; Török, P. 2016. Livestock type is more crucial than grazing intensity: Traditional cattle and sheep grazing in short-grass steppes. *Land Degradation y Development*. 29(2): 231-239. DOI: 10.1002/ldr.2514.
- Trujillo, A; Uriarte, G. 2011. Valor nutritivo de las pasturas. Departamento de producción animal y pasturas. Universidad de la República, Uruguay. Disponible en: <http://prodanimal.fagro.edu.uy>.
- Tschoegl, NW. 2000. *Fundamentals of Equilibrium and Steady-state Thermodynamics* Elsevier Science B.V. The Netherlands.

- Utrilla, VR; Brizuela, MA; Cibils, AF. 2006. Structural and nutritional heterogeneity of riparian vegetation in Patagonia (Argentina) in relation to seasonal grazing by sheep. *Journal of Arid Environments*. 67: 661–670. doi:10.1016/j.jaridenv.2006.03.016
- Van Dyne, GM; Breymeyer, A. 1980. Large herbivore subsystem. *Grasslands, Systems, Analysis and man*. International Biological programme. Pp 269.
- Van Dyne, GM; Heady, HF. 1965. Botanical composition of sheep and cattle diets on a mature annual range. *Hilgardia*. 36: 465–492.
- Van Haveren, BP. 1983. Soil bulk density as influenced by grazing intensity and soil type on a shortgrass prairie site. *J. Range Manage.* 36:586-588.
- Van Soest, PJ. 1963a. Use of Detergents in the Analysis of Fibrous Feeds. I. Preparation of Fiber Residues of Low Nitrogen Content. *J Assoc Off Anal Chem*; (46). 22.
- Van Soest, PJ. 1963b. Use of Detergents in the Analysis of Fibrous Feeds. II. A Rapid Method for the Determination of Fiber and Lignin. *J Assoc Off Anal Chem*. (46).
- Van Soest, PJ. 1985. Composition, Fiber Quality, and Nutritive Value of Forages. En: *Forages the Science of Grassland and Agriculture*. Iowa State University Press. Ames. USA.
- Van Soest, PJ. 1994. *Nutritional Ecology of the Ruminant*. Second Ed. Cornell University Press. Ithaca, N.Y.
- Van Soest, PJ. 1996. Environment and forage quality. In: *Proceed Cornell Nutrition Conf for Food Manufacturers*. Cornell Univ, Ithaca, NY, USA. 1996.
- Van Soest, P; Robertson, J; Lewis, B. 1991. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science*. 74(10): 3583-3597.
- Van Uytvanck, J; Maes, D; Vandehaute, D; Hoffmann, M. 2008. Restoration of woodpasture on former agricultural land: the importance of safe sites and time gaps before grazing for tree seedlings. *Biol Conservation*. 141:78–88.
- Ventura, O. 2003. Valoración económica de los bienes y servicios ambientales de las praderas altoandinas en el Perú-políticas para el manejo sostenible. Arequipa, Perú.
- Verdoodt, A.; Mureithi, S; Ye, L; Van Ranst, E. 2009. Chronosequence analysis of two enclosure management strategies in degraded rangeland of semiarid Kenya. *Agriculture Ecosystems y Environment*. 129:332-339.
- Voisin A. 1959. *Grass productivity*. New York: Philosophical library.
- Walker, B. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conserv. Biol*. 6: 18-23.
- Wallander, RT; Olson, BE; Lacey, JR. 1995. Spotted knapweed seed viability after passing through sheep and mule deer. *J. Range Manage.* 48:145-149.

- Walther, BA; Larigauderie, A; Loreau, M. 2011. *Diversitas: Biodiversity Science Integrating Research and Policy for Human Well-Being*. In: Brauch H. *et al.* (eds) *Coping with Global Environmental Change, Disasters and Security*. Hexagon Series on Human and Environmental Security and Peace, vol 5. Springer, Berlin, Heidelberg. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-17776-7_76.
- Wang, KB; Deng, L; Ren, ZP; Li, JP; Shangguan, ZP. 2016. Grazing exclusion significantly improves grassland ecosystem C and N pools in a desert steppe of Northwest China. *Catena*. 137: 441–448. DOI: doi.org/10.1016/j.catena.2015.10.018.
- Wang, A; Angle, J; Chaney, R; Delarme, T; McIntosh, M. 2006. Changes in soil biological activities under reduced soil pH during *Thlaspi caerulescens* hytoextraction. *Soil Biology and Biochemistry*. 38(6): 1451-1461.
- Wang, D; Ba, L. 2008. Ecology of meadow steppe in northeast China. *Rangeland J*. 30 (2): 247–254. DOI:10.1071/RJ08005.
- Wang, G; Hu, H; Li, T. 2009. The influence of freeze–thaw cycles of active soil layer on surface runoff in a permafrost watershed. *J. Hydrol*. 375: 438–449.
- Wang, Y; Wang, J; Li, S; Qin, D. 2014. Vulnerability of the Tibetan pastoral systems to climate and global change. *Ecology and Society*. 19(4), 8. DOI: <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06803-190408>.
- Wang, Z; Wang, Q; Zhao, L; Wu, X; Yue, G; Zou, D; Nan, Z; Liu, G; Pang, Q; Fang, H; Wu, T; Shi, J; Jiao, K; Zhao, Y; Zhang, L. 2016. Mapping the vegetation distribution of the permafrost zone on the Qinghai-Tibet Plateau. *J. Mt. Sci*. 13 (6): 1035–1046.
- Warren, SD; Blackburn, WH; Taylor, CA Jr. 1986. Effects of season and stage of rotation cycle on hydrologic condition of rangeland under intensive rotation grazing. *J. Range Manage*. 39: 486-491.
- Warren, SD; Thurow, TL; Blackburn, WH; Garza, NE. 1986. The influence of livestock trampling under intensive rotation grazing on soil hydrological characteristics. *Journal of Range Management*. 39: 491–495.
- Watkin, B; Clements, R. 1978. The effects of grazing animals on pastures. In: Wilson, J. R. (ed.). *Plant relations in pastures*. CSIRO, East Melbourne, Australia, pp. 273-289.
- Watt, AS. 1947. Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology* 35: 1–22.
- Weigel, JR; Mcpherson, GR; Britton, CM. 1989. Effects of short-duration grazing on winter annuals in the Texas Rolling Plains. *J. Range Management*. 42(5): 372-375.

- Weinert, JR; Williams, CA. 2018. Recovery of Pasture Forage Production Following Winter Rest in Continuous and Rotational Horse Grazing Systems. *Journal of Equine Veterinary Science*. 70: 32-37. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jevs.2018.06.017>.
- Weltz, M. 1983. The influence of short duration and continuous grazing on infiltration rate and sediment yield in southcentral New Mexico. MS. Thesis, New Mexico State Univ., Las Cruces.
- Westhoff, V; Van der Maarel, E. 1978. The Braun-Blanquet approach. In Whittaker, RH. (ed.), *Classification of plant communities*. Pp 287-399. Dr W. Junk Publishers, The Hague.
- Westoby, M. 1980. Elements of a theory of vegetation dynamics in arid rangelands. *Israel J. Bot.* 28: 169-194.
- Westoby, M; Walker, B; Noy-Meir, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *J. Range Manage.* 42: 266-274.
- White, LD; McGinty, A. 1992. Stocking rate decisions. Bulletin B-5036. Texas Agricultural Extension Service, College Station.
- White, LD; Richardson, C. 1991. How much forage do you have? B-I646. Texas Agricultural Extension Service, College Station.
- Whitford, WG. 1995. Desertification: implications and limitations of the ecosystem health metaphor. In: Rapport, DJ, Gaudet, CL y Calow, P. (Eds), *Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems*, pp. 257–166. NATO ASI Series. Berlin: Springer-Verlag.
- Whittaker, RH. 1975. *Communities and ecosystems*. Second edition. McMillan. New York.
- Willat, ST; Pullar, DM. 1983. Changes in soil physical properties under grazing pastures. *Aust. J. Soil Res.* 22: 343-348.
- Williams, J; Helyar, KR; Greene, RSB; Hook, RA. 1993. Soil characteristic and processes critical to the sustainable use of grasslands in arid, semi-arid and seasonally dry environments. In: Baker, M.J. (Ed.), *Grasslands for our World*. SIR Publishing Wellington, New Zealand, pp. 488–503.
- Willms, WD; Smoliak, S; Dormaar, JF. 1990. Vegetation response to time-controlled grazing on mixed and fescue prairie. *J. Range Manage.* 43:513-518.
- Wilson, JR, Kennedy, PM. 1996. Plant and animal constraints to voluntary feed intake associated with fiber characteristics and particle breakdown and passage in ruminants. *Aust J Agr Res.* 47:199-225.
- Wood, MK; Blackburn, WH. 1981. Grazing systems: their influence on infiltration rates in the Rolling Plains of Texas. *J. Range Manage.* 34:311-335.

- Wood, MK; Blackburn, WH. 1984. Vegetation and soil responses to cattle grazing systems in the Texas Rolling Plains. *Journal of Range Management*. 37(4): 303-308.
- Wu, GL; Ren, GH; Dong, QM; Shi, JJ; Wang, YL. 2014. Above- and below-ground response along degradation gradient in an Alpine grassland of the Qinghai-Tibetan plateau. *Clean: Soil, Air, Water*. 42: 319–323. DOI: 10.1002/clen.201200084.
- Wu, GL; Liu, Y; Yang, Z; Cui, Z; Deng, L; Chang, XF; Shi, ZH. 2017. Root channels to indicate the increase in soil matrix water infiltration capacity of arid reclaimed mine soils. *J. Hydrol.* 546: 133–139.
- Xu, Q; Liu, S; Wan, X; Jiang, C; Song, X; Wang, J. 2011. Effects of rainfall on soil moisture and water movement in a subalpine dark coniferous forest in southwestern China. *Hydrol. Process*. 26 (25): 3800–3809.
- Yalli, TB. 2017. Efecto del pastoreo con llamas y vacunos en la función hídrica del pastizal. Tesis para optar el grado de maestro en producción animal. Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima-Perú.
- Yates, CJ; Norton, DA; Hobbs, RJ. 2000. Grazing effects on plant cover: soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. *Aust. Ecol.* 25: 36–47. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2000.01030.x>
- Yayneshet, T; Eik, LO; Moe, SR. 2009. The effects of exclosures in restoring degraded semi-arid vegetation in communal grazing lands in northern Ethiopia. *J. Arid Environ.* 73(4-5): 542–549. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2008.12.002.
- Yin, G; Niu, F; Lin, Z; Luo, J; Liu, M. 2017. Effects of local factors and climate on permafrost conditions and distribution in Beiluhe basin, Qinghai-Tibet Plateau, China. *Sci. Total Environ.* 581-582: 472–485.
- Zhang, C; Dong, Q; Chu, H; Shi, J; Li, S; Wang, Y; Yang, X. 2017. Grassland Community Composition Response to Grazing Intensity Under Different Grazing Regimes, *Rangeland Ecology y Management*. 71 (2):196-204. DOI: 10.1016/j.rama.2017.09.007.

VIII. ANEXOS

Anexo 1. Cambios en la Composición Florística por Efecto del Descanso

Grupo Funcional	Clave	Especie	Pastoreo				Descanso			
			2010	2011	2012	2013	2010	2011	2012	2013
Arbusto	Baca	<i>Baccharis caespitosa</i>	0.0	0.0	1.7	1.8	0.0	0.0	1.0	0.9
	Mapi	<i>Margirycarpus pinnatus</i>	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0
Gramínea	Acpu	<i>Aciachne pulvinnata</i>	1.0	3.5	3.4	3.6	1.0	0.0	0.0	0.0
	Caan	<i>Calamagrostis antoniana</i>	6.7	7.8	7.6	5.4	17.0	17.2	15.2	15.1
	Cama	<i>Calamagrostis macrophylla</i>	15.4	14.8	14.3	13.5	19.0	21.2	21.0	20.8
	Cavi	<i>Calamagrostis vicunarum</i>	0.0	0.9	1.7	2.7	0.0	2.0	2.9	3.8
	Fehu	<i>Festuca humilior</i>	25.0	24.2	22.5	22.5	19.0	19.2	21.0	22.6
	Mufa	<i>Muhlenbergia fastigiata</i>	9.6	7.0	5.9	5.4	1.0	1.0	4.8	4.7
	Stibra	<i>Stipa brachiphylla</i>	5.8	3.5	4.2	1.9	11.0	11.1	10.2	9.5
Hierba	Alpi	<i>Alchemilla pinnata</i>	3.8	3.5	5.0	6.3	2.0	3.0	1.9	1.9
	Gaco	<i>Galium corunborum</i>	1.9	3.5	5.0	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	Gese	<i>Geranium sedifolia</i>	0.0	0.9	1.7	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0
	Gewe	<i>Geranium weedeli</i>	1.9	1.7	1.7	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0
	Hyta	<i>Hypochoeris taraxacoides</i>	2.9	5.2	3.4	3.6	2.0	1.0	1.9	1.9
	Plase	<i>Plantago sericeae</i>	2.9	3.5	3.4	2.7	4.0	3.0	2.9	2.8
	Platu	<i>Plantago tubulosa</i>	1.9	0.9	0.0	0.0	3.0	1.0	0.0	0.0
Wenu	<i>Werneria nubigena</i>	5.8	5.2	5.0	3.6	6.0	5.1	3.8	3.8	
Pseudo gramínea	Caec	<i>Carex ecuadorica</i>	7.7	5.2	3.4	4.5	6.0	5.1	3.8	3.8
	Elal	<i>Eleocharis albibracteata</i>	0.0	0.0	0.8	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0
	Sciri	<i>Scirpus rigidus</i>	5.8	6.1	5.9	6.3	7.0	8.1	7.6	6.6
	Siju	<i>Sisyrinchium junceum</i>	0.0	0.9	1.7	2.7	1.0	1.0	1.0	0.9
Xysu	<i>Xyris subulata</i>	1.9	1.7	1.7	0.9	1.0	1.0	1.0	0.9	
Índices de Vegetación	Diversidad Shannon		3.58	3.75	3.76	3.76	3.34	3.20	3.19	3.18
	Dominancia Gramíneas		0.54	0.54	0.54	0.5	0.55	0.55	0.58	0.58

Anexo 2. Cambios en la Composición Florística por Efecto del Diferimiento

Grupo Funcional	Clave	Especie	Continuo				Corta Duración				Diferido			
			2016	2017	2018	2019	2016	2017	2018	2019	2016	2017	2018	2019
Gramínea	Acac	<i>Aciachne acicularis</i>	0.0	1.1	1.1	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Caspi	<i>Calamagrostis spicigera</i>	7.8	6.7	2.2	2.4	11.1	7.7	6.5	5.4	10.1	9.9	9.8	9.5
	Carig	<i>Calamagrostis rigescens</i>	4.4	2.2	0.0	0.0	8.9	4.4	3.3	0.0	3.4	2.2	1.1	0.0
	Cavi	<i>Calamagrostis vicunarium</i>	6.7	7.9	11.2	14.1	7.8	6.6	3.3	4.3	2.2	2.2	2.2	2.1
	Fehu	<i>Festuca humillior</i>	26.6	24.7	22.4	14.1	20.0	23.1	27.2	27.2	20.2	25.3	29.3	29.5
	Homu	<i>Hordeum muticum</i>	2.2	2.2	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	2.1
	Poca	<i>Poa candamoana</i>	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	3.4	4.4	5.4	6.3
	Posp	<i>Poa spicigera</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	7.7	8.7	8.7	6.7	7.7	7.6	7.4
Hierba	Aldi	<i>Alchemilla diplophylla</i>	1.1	2.2	2.2	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Alpi	<i>Alchemilla pinnata</i>	10.0	5.6	5.6	4.7	5.6	8.8	13.0	15.2	10.1	7.7	5.4	6.3
	Azcom	<i>Azorella compacta</i>	0.0	1.1	2.2	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Hyta	<i>Hypochoeris taraxacoides</i>	7.8	7.9	9.0	9.4	6.7	6.6	6.5	5.4	14.6	11.0	8.7	6.3
	Looli	<i>Lobelia oligophylla</i>	0.0	1.1	3.4	4.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Paun	<i>Paranephelius uniflorus</i>	0.0	1.1	4.5	7.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	1.1	2.1
	Plase	<i>Plantago sericeae</i>	1.1	2.2	2.2	2.4	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	2.2	2.2	3.2
	Platu	<i>Plantago tubulosa</i>	20.0	19.1	11.2	11.8	18.9	18.7	17.4	16.3	13.5	14.3	14.1	13.7
	Rapra	<i>Ranunculus praemorsus</i>	0.0	1.1	2.2	3.5	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	1.1	1.1	1.1
	Wenu	<i>Werneria nubigena</i>	0.0	2.2	2.2	3.5	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Wepy	<i>Werneria Pygmaea</i>	5.6	2.2	2.2	0.0	13.3	11.0	7.6	5.4	4.5	3.3	3.3	3.2
Pseudogramínea	Cabo	<i>Carex bolivlensis</i>	0.0	0.0	3.4	3.5	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Cabon	<i>Carex bonplandii</i>	0.0	0.0	1.1	1.2	0.0	0.0	0.0	1.1	2.2	2.2	2.2	2.1
	Caec	<i>Carex ecuadorica</i>	0.0	3.4	5.6	7.1	1.1	0.0	1.1	1.1	2.2	2.2	3.3	3.2
	Elal	<i>Eleocharis albibracteata</i>	5.6	4.5	1.1	0.0	2.2	2.2	1.1	0.0	2.2	1.1	0.0	0.0
	Lura	<i>Luzula racemosa</i>	0.0	1.1	3.4	3.5	2.2	3.3	2.2	3.3	3.4	2.2	2.2	2.1
Índices de Vegetación	Diversidad Shannon		3.14	3.57	3.82	3.83	3.06	3.17	3.09	3.16	3.45	3.31	3.31	3.09
	Dominancia Gramíneas		0.29	0.29	0.23	0.16	0.33	0.31	0.29	0.28	0.34	0.39	0.40	0.40

Anexo 3. Variación del Estado de Salud por Efecto del Pastoreo Continuo Estacional

PASTOREO CONTINUO ESTACIONAL			Respecto a la descripción del sitio ecológico de referencia					
Atributo			Indicador	Extremo	Moderado a extremo	Moderado	Ligero a moderado	Ninguno a ligero
S	W		1. Erosión por surcos		X		X X	
S	W		2. Patrones de flujo de agua			X	X X	
S	W		3. Plantas en pedestal y/o terracetos				X X	X
S	W		4. Suelo desnudo				X	X X
S	W		5. Cárcavas				X	X X
S			6. Áreas que han sido limpiadas/depositadas por el viento		X		X X	
	W		7. Movimiento de mantillo		X	X		X
S	W	B	8. Resistencia de la superficie del suelo a erosión			X X	X	
S	W	B	9. Pérdida del suelo o degradación			X X	X	
	W		10. Composición de la comunidad de plantas y distribución relativa de la infiltración y escorrentía			X X	X	
S	W	B	11. Capa de compactación				X X	X
		B	12. Grupos funcionales o estructurales			X	X X	
		B	13. Mortalidad de plantas				X X X	
	W	B	14. Cantidad de mantillo		X		X	X
		B	15. Producción anual			X		X X
		B	16. Plantas invasoras			X	X	X
		B	17. Capacidad reproductiva de las plantas perennes					X X X

Letras S, W y B bajo la columna atributo se refiere a indicador que explica la estabilidad del Suelo (S), función hidrológica (W) y/o integridad biótica (B).

Color de aspas representa año de evaluación: negro (2016), verde (2017) y rojo (2018) respectivamente.

Anexo 4. Variación del Estado de Salud por Efecto del Pastoreo Corta Duración

PASTOREO CORTA DURACIÓN			Respecto a la descripción del sitio ecológico de referencia					
Atributo			Indicador	Extremo	Moderado a extremo	Moderado	Ligero a moderado	Ninguno a ligero
S	W		1. Erosión por surcos				X X X	
S	W		2. Patrones de flujo de agua				X X X	
S	W		3. Plantas en pedestal y/o terracetos			X X	X	
S	W		4. Suelo desnudo				X X X	
S	W		5. Cárcavas					X X X
S			6. Áreas que han sido limpiadas/depositadas por el viento				X X	X
	W		7. Movimiento de mantillo		X	X X		
S	W	B	8. Resistencia de la superficie del suelo a erosión				X X X	
S	W	B	9. Pérdida del suelo o degradación					X X X
	W		10. Composición de la comunidad de plantas y distribución relativa de la infiltración y escorrentía				X	X X
S	W	B	11. Capa de compactación		X		X X	
		B	12. Grupos funcionales o estructurales			X	X X	
		B	13. Mortalidad de plantas			X X X		
	W	B	14. Cantidad de mantillo					X X X
		B	15. Producción anual				X X	X
		B	16. Plantas invasoras				X X	X
		B	17. Capacidad reproductiva de las plantas perennes			X X	X	

Letras S, W y B bajo la columna atributo se refiere a indicador que explica la estabilidad del Suelo (S), función hidrológica (W) y/o integridad biótica (B).

Color de aspas representa año de evaluación: negro (2016), verde (2017) y rojo (2018) respectivamente.

Anexo 5. Variación del Estado de Salud por Efecto del Pastoreo Diferido

PASTOREO DIFERIDO			Respecto a la descripción del sitio ecológico de referencia					
Atributo			Indicador	Extremo	Moderado a extremo	Moderado	Ligero a moderado	Ninguno a ligero
S	W		1. Erosión por surcos				X X X	
S	W		2. Patrones de flujo de agua				X X X	
S	W		3. Plantas en pedestal y/o terracetos			X X X		
S	W		4. Suelo desnudo				X X X	
S	W		5. Cárcavas					X X X
S			6. Áreas que han sido limpiadas/depositadas por el viento				X X	X
	W		7. Movimiento de mantillo				X X	X
S	W	B	8. Resistencia de la superficie del suelo a erosión			X	X	X
S	W	B	9. Pérdida del suelo o degradación					X X X
	W		10. Composición de la comunidad de plantas y distribución relativa de la infiltración y escorrentía				X X X	
S	W	B	11. Capa de compactación					X X X
		B	12. Grupos funcionales o estructurales				X X	X
		B	13. Mortalidad de plantas			X X X		
	W	B	14. Cantidad de mantillo					X X X
		B	15. Producción anual				X X	X
		B	16. Plantas invasoras				X X X	
		B	17. Capacidad reproductiva de las plantas perennes				X X X	

Letras S, W y B bajo la columna atributo se refiere a indicador que explica la estabilidad del Suelo (S), función hidrológica (W) y/o integridad biótica (B).

Color de aspas representa año de evaluación: negro (2016), verde (2017) y rojo (2018) respectivamente.

Anexo 6. Valores de Similitud de Dietas de Vacunos según Sistema de Pastoreo
(Método Czekanowski)

Sistema de Pastoreo	Fecha	Época	Grupo Funcional			Partes de la Planta			Estado	
			Gramínea	Pseudogram.	Leguminosa	Hoja	Tallo	Flor	Verde	Senescente
Corta duración	Jun-16	Seca	0.96	0.97	0.71	0.94	0.87	0.98	0.99	0.97
	Ago-16	Seca	0.99	0.90	0.91	0.96	0.87	0.98	0.98	0.96
	Jun-17	Seca	0.99	0.97	0.88	0.94	0.87	0.81	0.90	0.73
	Ago-17	Seca	0.97	0.79	0.97	0.96	0.88	0.98	0.98	0.96
	Jun-18	Seca	0.98	0.93	0.91	0.96	0.90	0.88	0.74	0.46
	Ago-18	Seca	0.99	0.96	0.84	0.95	0.87	0.95	0.88	0.74
		Prom.	0.98	0.92	0.87	0.95	0.88	0.93	0.91	0.80
	Nov-16	Lluvia	0.97	0.98	0.89	1.00	0.99	0.99	0.98	1.04
	Feb-17	Lluvia	0.99	0.95	0.96	0.97	0.94	0.95	0.83	0.55
	Nov-17	Lluvia	0.98	0.99	0.64	0.97	0.96	0.95	0.99	0.99
	Feb-18	Lluvia	0.98	0.94	0.76	0.93	0.89	0.84	0.97	0.89
	Nov-18	Lluvia	0.98	0.83	0.97	0.96	0.91	0.96	0.88	0.74
		Prom.	0.98	0.94	0.85	0.97	0.94	0.94	0.93	0.84
Diferido	Jun-16	Seca	0.98	0.98	0.89	0.91	0.76	0.88	0.99	0.97
	Ago-16	Seca	1.00	0.98	0.94	0.97	0.89	0.95	0.96	0.92
	Jun-17	Seca	0.99	1.01	0.83	0.99	0.97	0.90	0.85	0.72
	Ago-17	Seca	0.91	0.59	0.73	0.99	0.56	0.96	0.89	0.88
	Jun-18	Seca	0.99	1.00	0.86	0.98	0.94	0.83	0.88	0.81
	Ago-18	Seca	1.00	1.00	0.95	0.99	0.92	0.95	0.98	0.93
		Prom.	0.98	0.93	0.87	0.97	0.84	0.91	0.93	0.87
	Nov-16	Lluvia	0.99	0.90	0.98	0.99	0.96	0.93	0.97	0.74
	Nov-17	Lluvia	0.99	1.04	0.54	1.00	0.93	0.88	1.00	0.94
	Nov-18	Lluvia	0.99	0.94	0.95	0.95	0.83	0.99	0.99	0.95
		Prom.	0.99	0.96	0.83	0.98	0.91	0.93	0.99	0.88

Anexo 7. ANVA Composición de Gramíneas por Efecto del Descanso

GRAMINEAS

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
BLOQ	1	289.8506250	289.8506250	25.28	0.0015	**
SISTEMA	1	665.3820250	665.3820250	58.03	0.0001	**
AÑO	3	7.2803250	2.4267750	0.21	0.8853	n.s.
SISTEMA*AÑO	3	158.9393250	52.9797750	4.62	0.0438	*
Error	7	80.264275	11.466325			
Corrected Total	15	1201.716575				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 4.0035

	Promedio	N	SISTEMA
A	72.810	8	descanso
B	59.913	8	pastoreo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango critico	5.662	5.887	6.007

	Promedio	N	AÑO
A	67.310	4	2012
A			
A	66.688	4	2011
A			
A	65.743	4	2013
A			
A	65.705	4	2010

Anexo 8. ANVA Composición de Pseudogramíneas por Efecto del Descanso

PSEUDOGRAMINEAS

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
BLOQ	1	48.26775625	48.26775625	9.01	0.0199	*
SISTEMA	1	1.32825625	1.32825625	0.25	0.6337	n.s.
AÑO	3	7.61976875	2.53992292	0.47	0.7099	n.s.
SISTEMA*AÑO	3	10.10726875	3.36908958	0.63	0.6190	n.s.
Error	7	37.4832938	5.3547563			
Corrected Total	15	104.8063438				

DUNCAN SISTEMA

Número de medias	2
Rango crítico	2.736

	Promedio	N	SISTEMA
A	14.525	8	pastoreo
A	13.949	8	descanso

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	3.869	4.023	4.105

	Promedio	N	AÑO
A	15.205	4	2010
A	14.550	4	2011
A	13.753	4	2013
A	13.440	4	2012

Anexo 9. ANVA Composición de Hierbas por Efecto del Descanso

HIERBAS

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
BLOQ	1	52.5625000	52.5625000	5.25	0.0557	n.s.
SISTEMA	1	545.2225000	545.2225000	54.46	0.0002	**
AÑO	3	3.3800000	1.1266667	0.11	0.9500	n.s.
SISTEMA*AÑO	3	90.0275000	30.0091667	3.00	0.1047	n.s.
Error	7	70.0775000	10.0110714			
Corrected Total	15	761.2700000				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 3.7409

	Promedio	N	SISTEMA
A	24.413	8	pastoreo
B	12.738	8	descanso

DUNCAN AÑO

Numero de medias	2	3	4
Rango crítico	5.290	5.501	5.613

	Promedio	N	AÑO
A	19.075	4	2010
A			
A	18.725	4	2011
A			
A	18.675	4	2013
A			
A	17.825	4	2012

Anexo 10. ANVA Composición de Arbustos por Efecto del Descanso

ARBUSTOS

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
BLOQ	1	1.50062500	1.50062500	3.52	0.1028	n.s.
SISTEMA	1	1.62562500	1.62562500	3.81	0.0918	n.s.
AÑO	3	10.53187500	3.51062500	8.23	0.0107	*
SISTEMA*AÑO	3	2.28687500	0.76229167	1.79	0.2369	n.s.
Error	7	2.98437500	0.42633929			
Corrected Total	15	18.92937500				

DUNCAN SISTEMA

Numero de medias 2
Rango crítico 0.7719

	Promedio	N	SISTEMA
A	1.1125	8	pastoreo
A	0.4750	8	descanso

DLS AÑO

Diferencia mínima significativa 1.0918

	Promedio	N	AÑO
A	1.8250	4	2013
A	1.3500	4	2012
B	0.0000	4	2010
B	0.0000	4	2011

Anexo 11. ANVA Cobertura Vegetal Basal por Efecto del Descanso

COBERTURA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
BLOQ	1	430.5625000	430.5625000	4.01	0.0852	n.s.
SISTEMA	1	451.5625000	451.5625000	4.21	0.0793	n.s.
AÑO	3	159.1875000	53.0625000	0.49	0.6973	n.s.
SISTEMA*AÑO	3	233.1875000	77.7291667	0.72	0.5687	n.s.
Error	7	750.937500	107.276786			
Corrected Total	15	2025.437500				

DUNCAN SISTEMA

Número de medias	2
Rango crítico	12.25

	Promedio	N	SISTEMA
A	85.000	8	descanso
A			
A	74.375	8	pastoreo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	17.32	18.01	18.38

	Promedio	N	AÑO
A	83.750	4	2010
A			
A	80.750	4	2011
A			
A	79.250	4	2013
A			
A	75.000	4	2012

Anexo 12. ANVA Biomasa Acumulada por Efecto del Descanso

BIOMASA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
BLOQ	1	10442188.32	10442188.32	38.45	<.0001	**
SISTEMA	1	4708628.75	4708628.75	17.34	0.0001	**
AÑO	3	43623029.11	14541009.70	53.54	<.0001	**
SISTEMA*AÑO	3	3756223.96	1252074.65	4.61	0.0060	**
Error	55	14936788.41	271577.97			
Corrected Total	63	77466858.55				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 261.09

	Promedio	N	SISTEMA
A	1684.7	32	descanso
B	1142.2	32	pastoreo

DLS AÑO

Diferencia mínima significativa 369.24

	Promedio	N	AÑO
A	2825.4	16	2013
B	1142.7	16	2012
B	907.7	16	2011
B	778.0	16	2010

Anexo 13. ANVA Mantillo Acumulado por Efecto del Descanso

MANTILLO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
BLOQ	1	1403988.010	1403988.010	54.09	<.0001	**
SISTEMA	1	351293.290	351293.290	13.53	0.0005	**
AÑO	3	2388510.394	796170.131	30.67	<.0001	**
SISTEMA*AÑO	3	66974.971	22324.990	0.86	0.4674	n.s.
Error	55	1427697.645	25958.139			
Corrected Total	63	5638464.310				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 80.721

	Promedio	N	SISTEMA
A	426.10	32	descanso
B	277.93	32	pastoreo

DLS AÑO

Diferencia mínima significativa 114.16

	Promedio	N	AÑO
A	663.04	16	2013
B	360.68	16	2012
C	218.34	16	2011
C	165.99	16	2010

Anexo 14. ANVA Tasa de Infiltración por Efecto del Descanso

INFILTRACION

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
BLOQ	1	354.3806250	354.3806250	169.60	<.0001	**
SISTEMA	1	255.2006250	255.2006250	122.13	<.0001	**
AÑO	3	160.1268750	53.3756250	25.54	<.0001	**
SISTEMA*AÑO	3	46.7718750	15.5906250	7.46	0.0003	**
Error	55	114.9243750	2.0895341			
Corrected Total	63	931.4043750				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 0.7242

	Promedio	N	SISTEMA
A	11.23130	32	descanso
B	7.23750	32	pastoreo

DLS AÑO

Diferencia mínima significativa 1.0242

	Promedio	N	AÑO
A	11.10000	16	2013
A			
A	10.42500	16	2012
B	8.17500	16	2011
B			
B	7.23750	16	2010

Anexo 15. ANVA Humedad del Suelo por Efecto del Descanso

HUMEDAD

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
BLOQ	1	639.4576563	639.4576563	91.86	<.0001	**
SISTEMA	1	386.6139063	386.6139063	55.54	<.0001	**
AÑO	3	188.9042188	62.9680729	9.05	<.0001	**
SISTEMA*AÑO	3	103.5679688	34.5226563	4.96	0.0041	**
Error	55	382.878594	6.961429			
Corrected Total	63	1701.422344				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 1.3219

	Promedio	N	SISTEMA
A	19.5688	32	descanso
B	14.6531	32	pastoreo

DLS AÑO

Diferencia mínima significativa 1.8694

	Promedio	N	AÑO
A	19.8500	16	2013
B	17.2938	16	2012
B	15.6813	16	2011
B	15.6188	16	2010

Anexo 16. ANVA Valor Forrajero por Efecto del Descanso

VALOR FORRAJERO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
BLOQ	1	357.304506	357.304506	4.10	0.0825	n.s.
SISTEMA	1	1173.918906	1173.918906	13.47	0.0080	**
AÑO	3	253.090269	84.363423	0.97	0.4596	n.s.
SISTEMA*AÑO	3	378.670419	126.223473	1.45	0.3082	n.s.
Error	7	610.078844	87.154121			
Corrected Total	15	2773.062944				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 11.038

	Promedio	N	SISTEMA
A	84.173	8	descanso
B	67.041	8	pastoreo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	15.61	16.23	16.56

	Promedio	N	AÑO
A	81.345	4	2010
A			
A	76.900	4	2011
A			
A	73.498	4	2013
A			
A	70.685	4	2012

Anexo 17. ANVA Vigor de Planta Clave (*Festuca humilior*) por Efecto del Descanso

VIGOR

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
BLOQ	1	97.51562500	97.51562500	40.66	0.0004	**
SISTEMA	1	92.64062500	92.64062500	38.62	0.0004	**
AÑO	3	5.08687500	1.69562500	0.71	0.5777	n.s.
SISTEMA*AÑO	3	36.73187500	12.24395833	5.10	0.0350	*
Error	7	16.7893750	2.3984821			
Corrected Total	15	248.7643750				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 1.8311

	Promedio	N	SISTEMA
A	16.9250	8	descanso
B	12.1125	8	pastoreo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	2.589	2.693	2.748

	Promedio	N	A
A	14.950	4	2012
A			
A	14.825	4	2011
A			
A	14.750	4	2010
A			
A	13.550	4	2013

Anexo 18. ANVA Condición del Pastizal por Efecto del Descanso

CONDICION

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
BLOQ	1	185.6406250	185.6406250	4.71	0.0665	n.s.
SISTEMA	1	395.6121000	395.6121000	10.05	0.0157	*
AÑO	3	69.1023250	23.0341083	0.58	0.6438	n.s.
SISTEMA*AÑO	3	192.3015500	64.1005167	1.63	0.2677	n.s.
Error	7	275.677375	39.382482			
Corrected Total	15	1118.333975				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 7.4197

	Promedio	N	SISTEMA
A	56.464	8	descanso
B	46.519	8	pastoreo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	10.49	10.91	11.13

	Promedio	N	AÑO
A	54.190	4	2010
A			
A	52.465	4	2011
A			
A	50.728	4	2013
A			
A	48.583	4	2012

Anexo 19. ANVA Valor Forrajero por Efecto del Diferimiento

FORRAJERO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	472.3333333	236.1666667	37.29	<.0001	**
AÑO	3	16.5000000	5.5000000	0.87	0.4842	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	553.0000000	92.1666667	14.55	<.0001	**
Error	12	76.0000000	6.3333333			
Corrected Total	23	1117.833333				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 2.7416

	Promedio	N	SISTEMA
A	86.500	8	Diferido
B	82.500	8	Corta duración
C	75.750	8	Continuo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	3.166	3.314	3.403

	Promedio	N	AÑO
A	82.333	6	2015
A	82.333	6	2016
A	81.333	6	2017
A	80.333	6	2018

Anexo 20. ANCOVA Cobertura Vegetal Basal por Efecto del Diferimiento

COBERTURA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	57.33333333	28.66666667	3.82	0.0520	n.s.
AÑO	3	5.83333333	1.94444444	0.26	0.8533	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	66.66666667	11.11111111	1.48	0.2644	n.s.
Error	12	90.0000000	7.5000000			
Corrected Total	23	219.8333333				

DUNCAN SISTEMA

Número de medias	2	3
Rango crítico	2.983	3.123
Promedio	N	SISTEMA
A	91.750	8 Diferido
A	91.250	8 Corta duración
B	88.250	8 Continuo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	3.445	3.606	3.703
Promedio	N	AÑO	
A	91.000	6 2017	
A	90.667	6 2018	
A	90.333	6 2016	
A	89.667	6 2015	

COBERTURA COVARIANZA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F
TRT	8	138.7047619	17.3380952	3.59	0.0447
XPI	1	29.3333333	29.3333333	6.07	0.0391
Error	8	38.6666667	4.8333333		
Corrected Total	17	192.0000000			

COBERTURA COVARIANZA**Medias de mínimos cuadrados**

TRT	YFP LSMEAN	Error Standard	Pr > t	LSMEAN Número
1	88.7777778	1.5571781	<.0001	1
2	88.7777778	1.5571781	<.0001	2
3	84.7777778	1.5571781	<.0001	3
4	90.7777778	1.5571781	<.0001	4
5	91.7777778	1.5571781	<.0001	5
6	91.7777778	1.5571781	<.0001	6
7	91.4444444	1.5649966	<.0001	7
8	92.4444444	1.5649966	<.0001	8
9	95.4444444	1.5649966	<.0001	9

COBERTURA COVARIANZA

Variable dependiente: YFP

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F
TRT	8	124.0000000	15.5000000	2.05	0.1525
Error	9	68.0000000	7.5555556		
Corrected Total	17	192.0000000			

COBERTURA COVARIANZA

Variable dependiente: XPI

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F
TRT	8	4.0000000	0.5000000	0.07	0.9995
Error	9	66.0000000	7.3333333		
Corrected Total	17	70.0000000			

Anexo 21. ANCOVA Vigor de Planta Clave (*Festuca humilior*) por Efecto del Diferimiento

VIGOR

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	524.2058333	262.1029167	37.29	<.0001	**
AÑO	3	4.4812500	1.4937500	0.21	0.8858	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	48.5475000	8.0912500	1.15	0.3919	n.s.
Error	12	84.3550000	7.0295833			
Corrected Total	23	661.5895833				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 2.8884

	Promedio	N	SISTEMA
A	34.250	8	Diferido
A			
A	32.025	8	Corta duración
B	23.413	8	Continuo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	3.335	3.491	3.585

	Promedio	N	AÑO
A	30.433	6	2015
A			
A	30.033	6	2016
A			
A	29.883	6	2018
A			
A	29.233	6	2017

VIGOR COVARIANZA

Variable dependiente: YFP

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F
TRT	8	121.2918951	15.1614869	34.35	<.0001
XPI	1	49.0436795	49.0436795	111.11	<.0001
Error	8	3.5313205	0.4414151		
Corrected Total	17	589.2450000			

VIGOR COVARIANZA

Medias de mínimos cuadrados

TRT	YFP LSMEAN	Error Standard	Pr > t	LSMEAN Número
1	26.3124642	0.5246750	<.0001	1
2	23.8624642	0.5246750	<.0001	2
3	23.8624642	0.5246750	<.0001	3
4	31.6284071	0.4734819	<.0001	4
5	30.6784071	0.4734819	<.0001	5
6	32.6284071	0.4734819	<.0001	6
7	32.1591287	0.5012069	<.0001	7
8	33.1591287	0.5012069	<.0001	8
9	33.1591287	0.5012069	<.0001	9

VIGOR COVARIANZA

Variable dependente: YFP

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F
TRT	8	536.6700000	67.0837500	11.48	0.0007
Error	9	52.5750000	5.8416667		
Corrected Total	17	589.2450000			

VIGOR COVARIANZA

Variable dependente: XPI

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F
TRT	8	114.7600000	14.3450000	1.35	0.3290
Error	9	95.3400000	10.5933333		
Corrected Total	17	210.1000000			

Anexo 22. ANVA Condición del Pastizal por Efecto del Diferimiento

CONDICION

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	208.0900000	104.0450000	32.66	<.0001	**
AÑO	3	16.4233333	5.4744444	1.72	0.2162	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	333.9766667	55.6627778	17.47	<.0001	**
Error	12	38.2300000	3.1858333			
Corrected Total	23	596.7200000				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 1.9445

	Promedio	N	SISTEMA
A	53.7000	8	Diferido
B	49.4750	8	Corta duración
C	46.5250	8	Continuo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	2.245	2.350	2.414

	Promedio	N	AÑO
A	50.900	6	2017
A	50.200	6	2018
A	49.883	6	2016
A	48.617	6	2015

Anexo 23. ANVA Composición de Gramíneas por Efecto del Diferimiento

GRAMINEAS

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	557.3008333	278.6504167	37.80	<.0001	**
AÑO	3	21.1179167	7.0393056	0.95	0.4452	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	436.2758333	72.7126389	9.86	0.0005	**
Error	12	88.455000	7.371250			
Corrected Total	23	1103.149583				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 2.9577

	Promedio	N	SISTEMA
A	52.800	8	Diferido
B	49.300	8	Corta duración
C	41.288	8	Continuo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	3.415	3.575	3.672

	Promedio	N	AÑO
A	48.717	6	2016
A			
A	48.317	6	2015
A			
A	47.900	6	2017
A			
A	46.250	6	2018

Anexo 24. ANVA Composición de Pseudogramíneas por Efecto del Diferimiento

PSEUDOGRAMINEAS

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	127.1858333	63.5929167	14.10	0.0007	**
AÑO	3	25.3345833	8.4448611	1.87	0.1880	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	113.5141667	18.9190278	4.20	0.0166	*
Error	12	54.1050000	4.5087500			
Corrected Total	23	320.1395833				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 2.3132

	Promedio	N	SISTEMA
A	11.100	8	Continuo
B	8.175	8	Diferido
C	5.463	8	Corta duración

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	2.671	2.796	2.871

	Promedio	N	AÑO
A	9.350	6	2018
A	9.183	6	2017
A	7.367	6	2016
A	7.083	6	2015

Anexo 25. ANCOVA Composición de Hierbas por Efecto del Diferimiento

HIERBAS

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	313.6300000	156.8150000	20.34	0.0001	**
AÑO	3	10.3650000	3.4550000	0.45	0.7231	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	133.1300000	22.1883333	2.88	0.0563	n.s.
Error	12	92.5000000	7.7083333			
Corrected Total	23	549.6250000				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 3.0246

	Mean	N	SISTEMA
A	47.625	8	Continuo
A			
A	45.250	8	Corta Duracion
B	39.050	8	Diferido

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	3.493	3.656	3.755

	Promedio	N	AÑO
A	44.617	6	2015
A			
A	44.417	6	2018
A			
A	43.950	6	2016
A			
A	42.917	6	2017

HIERBAS COVARIANZA

Variable dependiente: YFP

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F
TRT	8	380.6792724	47.5849091	21.48	0.0001
XPI	1	33.7846055	33.7846055	15.25	0.0045
Error	8	17.7194945	2.2149368		
Corrected Total	17	502.0221778			

HIERBAS COVARIANZA

Medias de mínimos cuadrados

TRT	YFP LSMEAN	Error Standard	Pr > t	LSMEAN Número
1	45.5489347	1.0591078	<.0001	1
2	46.7239347	1.0591078	<.0001	2
3	51.2789347	1.0591078	<.0001	3
4	45.1478403	1.0524862	<.0001	4
5	45.7278403	1.0524862	<.0001	5
6	45.7628403	1.0524862	<.0001	6
7	41.1082251	1.0574157	<.0001	7
8	36.2532251	1.0574157	<.0001	8
9	36.1882251	1.0574157	<.0001	9

HIERBAS COVARIANZA

Variable dependiente: YFP

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F
TRT	8	450.5180778	56.3147597	9.84	0.0012
Error	9	51.5041000	5.7226778		
Corrected Total	17	502.0221778			

HIERBAS COVARIANZA

Variable dependiente: XPI

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F
TRT	8	8.39640000	1.04955000	0.08	0.9993
Error	9	123.1984500	13.6887167		
Corrected Total	17	131.5948500			

Anexo 26. ANVA Integridad Biótica del Pastizal por Efecto del Diferimiento

INTEGRIDAD BIOTICA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	93.8823083	46.9411542	3.06	0.0844	n.s.
AÑO	3	58.6792500	19.5597500	1.27	0.3273	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	175.4468250	29.2411375	1.91	0.1610	n.s.
Error	12	184.1558000	15.3463167			
Corrected Total	23	512.1641833				

DUNCAN INTEGRIDAD BIÓTICA

Número de medias	2	3
Rango crítico	4.268	4.467

	Promedio	N	SISTEMA
A	66.886	8	diferido
A			
B	63.601	8	cortaduracion
B			
B	62.160	8	continuo

DUNCAN INTEGRIDAD BIOTICA

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	4.928	5.158	5.298

	Promedio	N	AÑO
A	65.623	6	2017
A			
A	65.050	6	2018
A			
A	64.610	6	2016
A			
A	61.580	6	2015

Anexo 27. ANVA Mantillo Acumulado por Efecto del Diferimiento

MANTILLO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	2388206.08	1194103.04	41.88	<.0001	**
AÑO	3	12827588.53	4275862.84	149.98	<.0001	**
SISTEMA*AÑO	6	858181.75	143030.29	5.02	0.0002	**
Error	84	2394817.88	28509.74			
Corrected Total	95	18468794.24				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 83.943

	Promedio	N	SISTEMA
A	896.09	32	Diferido
B	740.91	32	Corta duración
C	512.09	32	Continuo

DLS AÑO

Diferencia mínima significativa 96.929

	Promedio	N	AÑO
A	1207.58	24	2018
B	892.71	24	2017
C	522.71	24	2016
D	242.46	24	2015

Anexo 28. ANVA Tasa de Infiltración por Efecto del Diferimiento

INFILTRACION

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	497.280000	248.640000	7.07	0.0015	**
AÑO	3	181.200000	60.400000	1.72	0.1695	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	263.040000	43.840000	1.25	0.2910	n.s.
Error	84	2953.440000	35.160000			
Corrected Total	95	3894.960000				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 2.9479

	Promedio	N	SISTEMA
A	17.2500	32	Diferido
B	13.3500	32	Corta duración
B	11.8500	32	Continuo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	3.404	3.582	3.700

	Promedio	N	AÑO
A	15.8000	24	2018
A	15.0000	24	2017
A	13.6000	24	2016
A	12.2000	24	2015

Anexo 29. ANVA Humedad del Suelo por Efecto del Diferimiento

HUMEDAD

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	991.9808333	495.9904167	14.61	<.0001	**
AÑO	3	45.4745833	15.1581944	0.45	0.7205	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	385.8491667	64.3081944	1.89	0.0913	n.s.
Error	84	2852.415000	33.957321			
Corrected Total	95	4275.719583				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 2.8971

	Promedio	N	SISTEMA
A	36.325	32	Diferido
B	29.725	32	Continuo
B	29.306	32	Corta duración

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	3.345	3.520	3.636

	Promedio	N	AÑO
A	32.433	24	2017
A	32.400	24	2016
A	31.542	24	2018
A	30.767	24	2015

Anexo 30. ANVA Función Hidrológica del Pastizal por Efecto del Diferimiento

FUNCION HIDROLOGICA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	225.7026583	112.8513292	5.56	0.0196	*
AÑO	3	7.8804458	2.6268153	0.13	0.9408	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	214.3715417	35.7285903	1.76	0.1907	n.s.
Error	12	243.7494500	20.3124542			
Corrected Total	23	691.7040958				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 4.9099

	Promedio	N	SISTEMA
A	68.355	8	diferido
A	66.289	8	cortaduración
B	61.068	8	continuo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	5.669	5.934	6.095

	Promedio	N	AÑO
A	66.082	6	2016
A	65.255	6	2015
A	65.143	6	2018
A	64.468	6	2017

Anexo 31. ANVA Acumulación de Biomasa por Efecto del Diferimiento

BIOMASA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	33811068.9	16905534.4	12.02	<.0001	**
AÑO	3	104103353.4	34701117.8	24.67	<.0001	**
SISTEMA*AÑO	6	7338671.4	1223111.9	0.87	0.5209	n.s.
Error	84	118154949.1	1406606.5			
Corrected Total	95	263408042.7				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 589.62

	Promedio	N	SISTEMA
A	5016.4	32	Diferido
B	4297.1	32	Corta duración
C	3562.7	32	Continuo

DLS AÑO

Diferencia mínima significativa 680.84

	Promedio	N	AÑO
A	5686.8	24	2018
B	4715.5	24	2017
C	3912.2	24	2016
D	2853.7	24	2015

Anexo 32. ANCOVA Suelo Desnudo por Efecto del Diferimiento

SUELO DESNUDO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	57.33333333	28.66666667	3.82	0.0520	n.s.
AÑO	3	5.83333333	1.94444444	0.26	0.8533	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	66.66666667	11.11111111	1.48	0.2644	n.s.
Error	12	90.0000000	7.5000000			
Corrected Total	23	219.8333333				

DUNCAN SISTEMA

Número de medias	2	3
Rango crítico	2.983	3.123
Promedio	N	SISTEMA
A	11.750	8 Continuo
B	8.750	8 Corta duración
B	8.250	8 Diferido

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	3.445	3.606	3.703
Promedio	N	AÑO	
A	10.333	6 2015	
A	9.667	6 2016	
A	9.333	6 2018	
A	9.000	6 2017	

SUELO DESNUDO COVARIANZA

Variable dependiente: YFP

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F
TRT	8	138.7047619	17.3380952	3.59	0.0447
XPI	1	29.3333333	29.3333333	6.07	0.0391
Error	8	38.6666667	4.8333333		
Corrected Total	17	192.0000000			

SUELO DESNUDO COVARIANZA

Medias de mínimos cuadrados

TRT	YFP LSMEAN	Error Standard	Pr > t	LSMEAN Número
1	11.2222222	1.5571781	<.0001	1
2	11.2222222	1.5571781	<.0001	2
3	15.2222222	1.5571781	<.0001	3
4	9.2222222	1.5571781	0.0004	4
5	8.2222222	1.5571781	0.0007	5
6	8.2222222	1.5571781	0.0007	6
7	8.5555556	1.5649966	0.0006	7
8	7.5555556	1.5649966	0.0013	8
9	4.5555556	1.5649966	0.0196	9

SUELO DESNUDO COVARIANZA

Variable dependiente: YFP

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F
TRT	8	124.0000000	15.5000000	2.05	0.1525
Error	9	68.0000000	7.5555556		
Corrected Total	17	192.0000000			

SUELO DESNUDO COVARIANZA

Variable dependiente: XPI

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F
TRT	8	4.0000000	0.5000000	0.07	0.9995
Error	9	66.0000000	7.3333333		
Corrected Total	17	70.0000000			

Anexo 33. ANVA Densidad Aparente del Suelo por Efecto del Diferimiento

DENSIDAD APARENTE

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	0.06083333	0.03041667	0.86	0.4481	n.s.
AÑO	3	0.20125000	0.06708333	1.89	0.1844	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	0.03250000	0.00541667	0.15	0.9847	n.s.
Error	12	0.42500000	0.03541667			
Corrected Total	23	0.71958333				

DUNCAN SISTEMA

Número de medias	2	3
Rango crítico	.2050	.2146

	Promedio	N	SISTEMA
A	1.35000	8	Continuo
A	1.25000	8	Corta duración
A	1.23750	8	Diferido

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	.2367	.2478	.2545

	Promedio	N	AÑO
A	1.3833	6	2018
A	1.3167	6	2017
A	1.2833	6	2016
A	1.1333	6	2015

Anexo 34. ANVA Estabilidad del Sitio de Pastizal por Efecto del Diferimiento

ESTABILIDAD SITIO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	2	93.61615833	46.80807917	3.70	0.0559	n.s.
AÑO	3	0.12836667	0.04278889	0.00	0.9997	n.s.
SISTEMA*AÑO	6	74.40100833	12.40016806	0.98	0.4788	n.s.
Error	12	151.7072000	12.6422667			
Corrected Total	23	319.8527333				

DUNCAN SISTEMA

Número de medias	2	3	
Rango crítico	3.874	4.054	
Promedio	N	SISTEMA	
A	67.896	8	diferido
A			
B	66.000	8	cortadur
B			
B	63.094	8	continuo

DUNCAN AÑO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	4.473	4.682	4.808
Promedio	N	AÑO	
A	65.790	6	2017
A			
A	65.622	6	2016
A			
A	65.622	6	2018
A			
A	65.620	6	2015

Anexo 35. ANVA Composición de la Dieta Gramíneas en Dos Sistemas de Pastoreo

DIETA_GRAMINEA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
TRT	3	580.6201450	193.5400483	14.80	<.0001	**
Error	16	209.1757500	13.0734844			
Corrected Total	19	789.7958950				

DLS TRATAMIENTO

Diferencia mínima significativa 5.0457

	Promedio	N	TRT
A	89.623	3	4
A			
A	85.890	5	2
A			
A	84.898	6	3
B	74.980	6	1

DIETA_GRAMINEA EXPANDIDO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	1	215.0400032	215.0400032	16.45	0.0009	**
EPOCA	1	282.0614135	282.0614135	21.58	0.0003	**
SISTEMA*EPOCA	1	44.1394904	44.1394904	3.38	0.0848	n.s.
Error	16	209.1757500	13.0734844			
Corrected Total	19	789.7958950				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 3.4452

	Promedio	N	SISTEMA
A	86.473	9	Diferido
B	79.939	11	Cduracio

DLS EPOCA

Diferencia mínima significativa 3.4986

	Promedio	N	EPOCA
A	87.290	8	Lluvia
B	79.939	12	Seca

Anexo 36. ANVA Composición de la Dieta Pseudogramíneas en Dos Sistemas de Pastoreo

DIETA_PSEUDOGRAMINEA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
TRT	3	163.4844117	54.4948039	5.96	0.0063	**
Error	16	146.3782833	9.1486427			
Corrected Total	19	309.8626950				

DLS TRATAMIENTOS

Diferencia mínima significativa 4.2209

	Promedio	N	TRT
A	13.702	6	1
B	7.840	5	2
B	7.377	6	3
B	7.107	3	4

DIETA_PSEUDOGRAMINEA EXPANDIDO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	1	57.48469551	57.48469551	6.28	0.0234	*
EPOCA	1	43.38154167	43.38154167	4.74	0.0447	*
SISTEMA*EPOCA	1	36.07700321	36.07700321	3.94	0.0645	n.s.
Error	16	146.3782833	9.1486427			
Corrected Total	19	309.8626950				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 2.882

	Promedio	N	SISTEMA
A	11.037	11	Corta duración
B	7.287	9	Diferido

DLS EPOCA

Diferencia mínima significativa 2.9267

	Promedio	N	EPOCA
A	10.539	12	Seca
B	7.565	8	Lluvia

Anexo 37. ANVA Composición de la Dieta Hierbas en Dos Sistemas de Pastoreo

DIETA_HIERBA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
TRT	3	147.5243283	49.1747761	4.49	0.0181	*
Error	16	175.1214467	10.9450904			
Corrected Total	19	322.6457750				

DLS TRATAMIENTOS

Diferencia mínima significativa 4.6168

	Promedio	N	TRT
A	11.318	6	1
A			
B A	7.728	6	3
B			
B	6.272	5	2
B			
B	3.270	3	4

DIETA_HIERBA EXPANDIDO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	1	50.1397662	50.1397662	4.58	0.0481	*
EPOCA	1	104.2369482	104.2369482	9.52	0.0071	**
SISTEMA*EPOCA	1	0.3989354	0.3989354	0.04	0.8510	n.s.
Error	16	175.1214467	10.9450904			
Corrected Total	19	322.6457750				

DUNCAN SISTEMA

Número de medias 2
Rango crítico 3.152

	Promedio	N	SISTEMA
A	9.025	11	Corta duración
A			
A	6.242	9	Diferido

DLS EPOCA

Diferencia mínima significativa 3.2011

	Promedio	N	EPOCA
A	9.523	12	Seca
B	5.146	8	Lluvia

Anexo 38. ANVA Composición de la Dieta - Hojas en Dos Sistemas de Pastoreo

HOJA_DIETA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
TRT	3	665.6280917	221.8760306	8.49	0.0013	**
Error	16	418.248763	26.140548			
Corrected Total	19	1083.876855				

DLS TRATAMIENTOS

Diferencia mínima significativa 7.1349

	Promedio	N	TRT
A	80.097	6	3
B	74.637	3	4
B	69.938	6	1
C	65.202	5	2

HOJA_DIETA EXPANDIDO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	1	442.9449796	442.9449796	16.94	0.0008	**
EPOCA	1	119.9598617	119.9598617	4.59	0.0479	*
SISTEMA*EPOCA	1	0.6042617	0.6042617	0.02	0.8811	n.s.
Error	16	418.248763	26.140548			
Corrected Total	19	1083.876855				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 4.8716

	Promedio	N	SISTEMA
A	78.277	9	Diferido
B	67.785	11	Corta duración

DLS EPOCA

Diferencia mínima significativa 4.9471

	Promedio	N	EPOCA
A	75.018	12	Seca
B	68.740	8	Lluvia

Anexo 39. ANVA Composición de la Dieta - Tallos en Dos Sistemas de Pastoreo

TALLO_DIETA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
TRT	3	620.8815067	206.9605022	13.91	0.0001	**
Error	16	238.0098133	14.8756133			
Corrected Total	19	858.8913200				

DLS TRATAMIENTOS

Diferencia mínima significativa 5.3823

	Promedio	N	TRT
A	27.398	5	2
A			
A	25.333	6	1
B	17.557	3	4
B			
B	14.283	6	3

TALLO_DIETA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	1	503.5936251	503.5936251	33.85	<.0001	**
EPOCA	1	32.8779738	32.8779738	2.21	0.1565	n.s.
SISTEMA*EPOCA	1	1.6856251	1.6856251	0.11	0.7408	n.s.
Error	16	238.0098133	14.8756133			
Corrected Total	19	858.8913200				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 3.6749

	Promedio	N	SISTEMA
A	26.272	11	Corta duración
B	15.374	9	Diferido

DUNCAN EPOCA

Número de medias 2
Rango crítico 3.732

	Promedio	N	EPOCA
A	23.708	8	Lluvia
B	19.808	12	Seca

Anexo 40. ANVA Composición de la Dieta - Flor en Dos Sistemas de Pastoreo

FLOR_DIETA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
TRT	3	29.85980333	9.95326778	1.54	0.2432	n.s.
Error	16	103.5524167	6.4720260			
Corrected Total	19	133.4122200				

DUNCAN TRATAMIENTOS

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	3.550	3.723	3.831

	Promedio	N	TRT
A	7.810	3	4
A			
A	7.400	5	2
A			
A	5.623	6	3
A			
A	4.728	6	1

FLOR_DIETA EXPANDIDO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	1	1.96502885	1.96502885	0.30	0.5892	n.s.
EPOCA	1	27.23469551	27.23469551	4.21	0.0570	n.s.
SISTEMA*EPOCA	1	0.27141346	0.27141346	0.04	0.8403	n.s.
Error	16	103.5524167	6.4720260			
Corrected Total	19	133.4122200				

DUNCAN SISTEMA

Número de medias	2
Rango crítico	2.424

	Promedio	N	SISTEMA
A	6.352	9	Diferido
A			
A	5.943	11	Corta duración

DUNCAN EPOCA

Número de medias	2
Rango crítico	2.462

	Promedio	N	EPOCA
A	7.554	8	Lluvia
A			
A	5.176	12	Seca

Anexo 41. ANVA Fracción Verde de la Dieta de Vacunos en Dos Sistemas de Pastoreo

FRACCION VERDE

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
TRT	3	681.3586383	227.1195461	4.80	0.0143	*
Error	16	756.681817	47.292614			
Corrected Total	19	1438.040455				

DLS TRATAMIENTOS

Diferencia mínima significativa 9.5967

	Promedio	N	TRT
A	89.880	3	4
B	74.900	5	2
B	73.932	6	1
B	72.533	6	3

FRACCION VERDE

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	1	212.8403878	212.8403878	4.50	0.0499	*
EPOCA	1	387.0452596	387.0452596	8.18	0.0113	*
SISTEMA*EPOCA	1	309.5190032	309.5190032	6.54	0.0210	*
Error	16	756.681817	47.292614			
Corrected Total	19	1438.040455				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 6.5526

	Promedio	N	SISTEMA
A	78.316	9	Diferido
A	74.372	11	Corta Duración

DLS EPOCA

Diferencia mínima significativa 6.6541

	Promedio	N	EPOCA
A	80.518	8	Lluvia
B	73.233	12	Seca

Anexo 42. ANVA Fracción Senescente de la Dieta de Vacunos en Dos Sistemas de Pastoreo

FRACCION SENESCENTE

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
TRT	3	681.3586383	227.1195461	4.80	0.0143	*
Error	16	756.681817	47.292614			
Corrected Total	19	1438.040455				

DLS TRATAMIENTOS

Diferencia mínima significativa 9.5967

	Promedio	N	TRT
A	27.467	6	3
A			
A	26.068	6	1
A			
A	25.100	5	2
B	10.120	3	4

FRACCION SENESCENTE EXPANDIDO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	1	212.8403878	212.8403878	4.50	0.0499	*
EPOCA	1	387.0452596	387.0452596	8.18	0.0113	*
SISTEMA*EPOCA	1	309.5190032	309.5190032	6.54	0.0210	*
Error	16	756.681817	47.292614			
Corrected Total	19	1438.040455				

DLS SISTEMA

Diferencia mínima significativa 6.5526

	Promedio	N	SISTEMA
A	25.628	11	Corta duración
A			
A	21.684	9	Diferido

DLS EPOCA

Diferencia mínima significativa 6.6541

	Promedio	N	EPOCA
A	26.768	12	Seca
B	19.483	8	Lluvia

Anexo 43. ANVA Digestibilidad In Vitro de la Materia Seca (DIVMS) de la Dieta de Vacunos en Dos Sistemas de Pastoreo

DIVMS DIETA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
TRT	3	142.4192290	47.4730763	1.00	0.4016	n.s.
Error	42	1990.679582	47.397133			
Corrected Total	45	2133.098811				

DUNCAN TRATAMIENTO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	6.716	7.062	7.288

	Promedio	N	TRT
A	42.711	12	2
A			
A	41.221	14	4
A			
A	40.588	16	1
A			
A	35.898	4	3

DIVMS DIETA EXPANDIDO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	1	74.20392617	74.20392617	1.54	0.2212	n.s.
EPOCA	1	65.22399040	65.22399040	1.36	0.2509	n.s.
SISTEMA*EPOCA	1	53.89367825	53.89367825	1.12	0.2960	n.s.
Error	42	2021.163098	48.122931			
Corrected Total	45	2133.098811				

DUNCAN SISTEMA

Número de medias	2
Rango crítico	4.229

	Promedio	N	SISTEMA
A	41.498	28	Cduracion
A			
A	40.038	18	Diferido

DUNCAN EPOCA

Número de medias	2
Rango crítico	4.132

	Mean	N	EPOCA
A	41.405	24	lluvia
A			
A	40.405	22	seca

Anexo 44. ANVA Fibra Detergente Neutra (FDN) de la Dieta de Vacunos en Dos Sistemas de Pastoreo

FDN DIETA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
TRT	3	115.8609781	38.6203260	0.72	0.5454	n.s.
Error	42	2251.282552	53.601966			
Corrected Total	45	2367.143530				

DUNCAN TRATAMIENTO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	7.142	7.510	7.751

	Promedio	N	TRT
A	80.543	4	3
A	77.903	14	4
A	77.758	16	1
A	74.966	12	2

FDN DIETA EXPANDIDO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	1	87.63872292	87.63872292	1.67	0.2031	n.s.
EPOCA	1	92.36539580	92.36539580	1.76	0.1916	n.s.
SISTEMA*EPOCA	1	3.86770162	3.86770162	0.07	0.7873	n.s.
Error	42	2201.974428	52.427963			
Corrected Total	45	2367.143530				

DUNCAN SISTEMA

Número de medias	2		
Rango crítico	4.415		
	Promedio	N	SISTEMA
A	78.489	18	Diferido
A	76.561	28	Cduracion

DUNCAN EPOCA

Número de medias	2		
Rango crítico	4.313		
	Promedio	N	EPOCA
A	78.453	22	seca
A	76.273	24	lluvia

Anexo 45. ANVA Proteína Cruda de la Dieta de Vacunos en Dos Sistemas de Pastoreo

PROTEINA CRUDA DIETA

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
TRT	3	10.20350000	3.40116667	1.59	0.2430	n.s.
Error	12	25.64480000	2.13706667			
Corrected Total	15	35.84830000				

DUNCAN TRATAMIENTO

Número de medias	2	3	4
Rango crítico	2.252	2.357	2.421

	Promedio	N	TRT
A	10.185	4	2
A			
A	9.815	4	4
A			
A	9.025	4	1
A			
A	8.105	4	3

PROTEINA CRUDA EXPANDIDO

Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Valor	Pr > F	Sign.
SISTEMA	1	1.66410000	1.66410000	0.78	0.3949	n.s.
EPOCA	1	8.23690000	8.23690000	3.85	0.0732	n.s.
SISTEMA*EPOCA	1	0.30250000	0.30250000	0.14	0.7133	n.s.
Error	12	25.64480000	2.13706667			
Corrected Total	15	35.84830000				

DUNCAN SISTEMA

Número de medias	2
Rango crítico	1.593

	Promedio	N	SISTEMA
A	9.6050	8	Cduracion
A			
A	8.9600	8	Diferido

DUNCAN EPOCA

Número de medias	2
Rango crítico	1.593

	Promedio	N	EPOCA
A	10.0000	8	Lluvia
A			
A	8.5650	8	Seca