

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRÍA EN PRODUCCIÓN ANIMAL



**“CONTROL INTEGRADO DEL *Austrocylindropuntia floccosa*
(Salm-Dyck) Ritter, 1981. EN LOS PASTIZALES
ALTOANDINOS DEL DEPARTAMENTO DE PASCO, PERÚ”**

Presentada por:

JOSE ANTONIO RUIZ CHAMORRO

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

Lima – Perú

2021

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRÍA EN PRODUCCIÓN ANIMAL

**“CONTROL INTEGRADO DEL *Austrocylindropuntia floccosa*
(Salm-Dyck) Ritter, 1981. EN LOS PASTIZALES
ALTOANDINOS DEL DEPARTAMENTO DE PASCO, PERÚ”**

Presentada por:

JOSE ANTONIO RUIZ CHAMORRO

Sustentada y aprobada ante el jurado:

**Ph.D. Arturo Florez Martínez
PRESIDENTE**

**Ph.D. Enrique Flores Mariazza
ASESOR**

**Ph.D. Lucrecia Aguirre Terrazas
MIEMBRO**

**Ph.D. Mariano Echevarría Rojas
MIEMBRO**

DEDICATORIA

A la memoria

De mi padre. Edmundo Ruiz Avellaneda

Quien me enseñó a trabajar la tierra a partir del conocimiento técnico

A mí madre, Julia Chamorro León

Que desde el cielo acompaña mi diario caminar

A mi Familia

Maura Sonia, esposa y compañera infatigable en mi vida

Katherine Miladios y Jennifer Crisben, la alegría de mi vivir

A mis hermanos

Gloria Amparo, Johana Ivonne, Cecilia Carolina y Miguel Ángel

Por haber compartido conmigo el cariño del trabajo a la tierra

AGRADECIMIENTOS

Al Ph.D. Enrique Flores Mariazza, por sus enseñanzas y ser el guía del presente trabajo de investigación y haberme honrado con su amistad durante los años de estudiante y en mí vida profesional.

Al Ph.D. Arturo Florez, Ph.D. Lucrecia Aguirre y Ph.D. Mariano Echevarría, miembros del jurado, por sus aportes que enriquecieron el estudio.

A la Mg.Sc. Cynthia Cabrejos, al Mg.Sc. Edson Tito, por haber contribuido durante el levantamiento de la información de campo.

Al Mg.Sc. Fritz Trillo y al Mg.Sc. Samuel Pizarro, por su colaboración en el diseño y los cálculos estadísticos y económicos.

Al Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales, que brindó las facilidades para las evaluaciones de laboratorio, y haber contribuido con el financiamiento del presente estudio.

A los trabajadores del Centro de Investigación y Capacitación Campesina de la Fundación para el Desarrollo Agrario, con sede en Ayaracra, quienes apoyaron durante la construcción del excludor y los ensayos de campo de control de plantas indeseables.

A las 70 organizaciones comunales de Pasco, Huánuco, Junín, Ancash y Lima Provincias, miembros del Centro de Investigación Campesina, de la UNALM, por la gran experiencia de trabajo, en alianza entre las comunidades y la academia por el desarrollo sostenible de la ganadería de la sierra central.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN.....	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA	3
	2.1. MARCO SUCESIONAL Y PLANTAS INVASORAS	3
	2.1.1. Conceptos y Definiciones	3
	2.1.2. Proceso de Invasión.....	7
	2.1.3. Impactos de Plantas Invasoras	11
	2.2. PRINCIPIOS Y PRÁCTICAS DE MANEJO PLANTAS INVASORAS	12
	2.2.1. Estrategia de Manejo.....	14
	2.2.2. Métodos de Control.....	15
	2.2.3. Caso de <i>Austrocylindropuntia floccosa</i> (Salm-Dyck) Ritter 1981.....	21
	2.3. GESTIÓN INTEGRADA DE PLANTAS INVASORAS	23
	2.3.1. Teoría de los Procesos de Sucesión y Resiliencia.....	24
	2.3.2. Inventario y Mapeo de Pastizales.....	27
	2.3.3. Implementación de Programa de Gestión de Plantas Invasoras.....	28
III.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	31
	3.1. ÁREA DE ESTUDIO	31
	3.2. ENSAYO 1: DINÁMICA DE LA INVASIÓN	32
	3.3. ENSAYO 2: MÉTODOS DE CONTROL.....	34
	3.4. ENSAYO 3: EVALUACIÓN ECONÓMICA	36
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	38
	4.1. DINÁMICA DE LA INVASIÓN	38
	4.1.1. Estructura de la vegetación	38
	4.1.2. Cobertura y erosión de suelo.....	41
	4.1.3. Condición ecológica de pastizal.....	43
	4.2. MÉTODOS DE CONTROL DE <i>A. FLOCCOSA</i>	45
	4.2.1. Efecto de los tratamientos	45
	4.2.2. Efecto de la posición topográfica	47
	4.3. ECONOMÍA DE LA INVASIÓN	50
	4.3.1. Rendimiento forrajero	50

4.3.2.	Capacidad de carga	51
4.3.3.	Indicadores económicos	52
V.	CONCLUSIONES.....	55
VI.	RECOMENDACIONES	56
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57
VIII.	ANEXOS	74

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Causas generales de la sucesión ecológica, procesos contribuyentes y factores modificadores.....	8
Tabla 2. Relaciones entre etapas de invasión, estrategia de gestión, eficiencia de gestión y costos de gestión.....	26
Tabla 3. Mortalidad de <i>A floccosa</i> por tratamiento según pendiente.....	45
Tabla 4. Efecto del método de control sobre la capacidad de carga.....	51
Tabla 5 Indicadores económicos de los métodos de control.....	52

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de un ecosistema.....	4
Figura 2. Modelo de Sucesión.....	7
Figura 3. Fases de la invasión de malezas y prioridades para la acción en cada fase....	10
Figura 4. Condiciones ambientales históricos y alterados.....	13
Figura 5. Planta de <i>A. Flocosa</i> (Salm-Dyck) Ritter 1981.....	21
Figura 6. Modelo general de sucesión, factores y herramientas para revertir la degradación del pastizal	30
Figura 7. Estructura de la vegetación según los cobertura aerea de invasoras.....	39
Figura 8. Cobertura vegetal y erosión según los porcentajes de cobertura de invasoras.....	41
Figura 9. Biomasa, índice forrajero, invasoras, puntaje.....	43
Figura 10. Interacción método control y posición topográfica o efectos principales.....	48
Figura 11. Producción forrajera MS según grado invasión de <i>A. floccosa</i>	51
Figura 12. Comparativo de costo de inversión, costos de mantenimiento e ingreso bruto según método de control.....	53

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Resumen de transectos en censo de vegetación	74
Anexo 2. Indicadores según nivel de invasión.....	76
Anexo 3. Análisis de suelos.....	77
Anexo 4. Data de cálculo de regresión exponencial de Biomasa.....	78
Anexo 5. Ecuación de Regresión Exponencial para Biomasa.....	79
Anexo 6. Datos de mortalidad <i>A. floccosa</i>	79
Anexo 7. ANVA para mortalidad.....	83
Anexo 8. Tabla de efectos principales del método de control y posición topográfica.....	83
Anexo 9. Diferencias entre promedios de mortalidad de los efectos simples del tratamiento.....	84
Anexo 10. Matriz de datos para cálculos de economía de la invasión.....	85
Anexo 11. Cálculo de inversiones.....	85
Anexo 12. Cálculos económicos por tratamiento de control del <i>A. floccosa</i>	86
Anexo 13. Calculo de indicadores economicos por tratamiento de control del <i>A. floccosa</i>	87

RESUMEN

La degradación de pastizales es un proceso que se caracteriza por la invasión de especies indeseables y la pérdida de productividad con la consecuente disminución de la capacidad de carga animal. El objetivo de investigación, fue reducir la cobertura del *Austrocylindropuntia floccosa*, a través de la quema controlada, control químico, y la integración de estos métodos. El estudio comprendió tres ensayos: el primero, evaluó la dinámica de invasión de plantas indeseables, el segundo, midió el efecto de tres métodos de control, quema y químico, más la integración de ambos en comparación con un testigo, y el tercero una evaluación económica, modelando los incrementos de capacidad de carga con horizonte de 20 años. Los resultados evidenciaron alteraciones en la estructura de la vegetación, en la que, a mayor cobertura de indeseables, se redujo la frecuencia de gramíneas, herbáceas, índice forrajero, cobertura basal de vegetación, mantillo y condición del pastizal, e incrementos en la presencia de arbustivas, pavimento de erosión y suelo desnudo. Se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en mortalidad del *A. floccosa* entre tratamientos quema, control químico e integrado en relación al testigo, e igual resultado para la posición topográfica. El control de plantas indeseables, aumento la capacidad carga (UO/ha/año) desde 0.14 para el testigo, quema 0.43, químico 2.61 y control integrado 5.39. El análisis económico estimo el ingreso neto, VAN, TIR y PRK, para el testigo fue S/. 18.03, S/. -1235.04, -10%, 76.45 años; quema fue S/. 54.25, S/. -1047.60, -3% y 27.27 años; control químico fue S/. 326.11, S/. 1008.88, 20% y 4.87 años y para el control integrado S/. 671.97, S/. 3734.82, 42% y 2.41 años, respectivamente. Se concluye que la invasión de *A. floccosa* altera la dinámica de la vegetación y que el método más efectivo de control, desde una perspectiva bioeconomica es el control integrado.

Palabras Claves; Pastizal, sobrepastoreo, invasión, planta indeseable, *Austrocylindropuntia floccosa*, control integrado.

SUMMARY

The degradation of pastures is a process characterized by the invasion of undesirable species and the loss of productivity with the consequent decrease in animal carrying capacity. The objective of the research was to reduce the coverage of *Austrocylindropuntia floccosa*, through controlled burning, chemical control, and the integration of these two methods. The study comprised three trials. The first, evaluated the invasion dynamics of undesirable plants, the second, measured the effect of three methods of control, burning, chemical and the integration of both in comparison with a control, and the third realizing an economic evaluation, based on modelling the carrying increases under a 20-year planning horizon. The results showed alterations in the structure of the vegetation: a increase of plant cover of undesirable plants, a decrease in the frequency of grasses, herbaceous plants, forage index, basal plant cover, mulch and pasture condition , and a increase in the presence of shrubs, erosion pavement and bare soil Significant differences ($p < 0.05$) were observed in mortality of *A. floccosa* between burning, chemical control and integrated treatments in relation to control regardless of topographic position. The control of undesirable's plants, increased the carrying capacity (UO/ha/year) in 0.14 UO for the control, 0.43 UO for the burning, 2.61 for the chemical and 5.39 UO for the integrated control. The economic analysis determined net income (NI), net present value (NPV internal rate of return (IRR) and capital recovery time (KRT) of: control, US\$ 5.10, US\$ -349.87, -10%, 76.45 years; burning, US\$ 15.37, US\$ -296.77, -3% and 27.27 years; chemical control, 92.38, US\$ 308.46, 20% and 4.87 years and integrated control US\$. 190.36, US\$. 1058.02, 42% and 2.41 years, respectively. It is concluded that the invasion of *A. floccosa* alters the dynamics of the vegetation and that the most effective method of control, from a bio economic perspective, is the integrated control.

Keyword; rangeland, overgrazing, invasion, undesirable plants, *Austrocylindropuntia floccosa*, integrated control.

I. INTRODUCCIÓN

Los pastos naturales peruanos representan el 81.6% de la superficie agrícola y no agrícola (38.742,464.51 ha); 2.5 veces el área de tierra cultivada y 2.9 veces los montes y bosques (INEI 2012). Soportan la producción ganadera de herbívoros y son importantes sistemas ecológicos. Los datos muestran que el 91.3% de todos los pastos naturales no son manejados (INEI 2012); como consecuencia se reporta una degradación variable, que indican que el 50% de los sitios de pastizal se encuentran en condición pobre y muy pobre (Flores y Zegarra 1996). Donde dominan las plantas indeseables que conforman el 54.7%, 39.6% y 39.6% respecto al total de especies para vacunos, ovinos y alpacas respectivamente; siendo evidencia de campos sobre pastoreados y en proceso de degradación (Alegría 2013).

La desertificación y la degradación de los ecosistemas de pastizal, ocasionan la disminución de la biomasa forrajera, el incremento plantas indeseables, reducción de la capacidad de carga; identificándose como causa principal el sobrepastoreo, y el mal manejo de los recursos naturales, que tiene como consecuencia la reducción en la sostenibilidad de los sistemas ganaderos (Hao *et al.* 2012). La degradación de los pastizales es un proceso extendido en los andes del Perú, generando cambios en la composición florística de las praderas alto andinas, por el reemplazo de especies deseables con especies indeseables; ocasionando una pérdida de productividad del pastizal (Flores 2010).

Las plantas indeseables que invaden los pastizales disminuyen la productividad del pastizal en un 23 a 75% (Eviner *et al.* 2012), experimentando cambios drásticos en la estructura y función vegetativa, incluida la composición de la comunidad vegetal y la calidad de forraje, reduce la diversidad de plantas nativas; asimismo el hábitat y el forraje de la vida silvestre, aumentando la erosión de los suelos, agota la humedad del suelo y los niveles de nutrientes (DiTomaso 2000). Las plantas indeseables representan el 31.7% de la vegetación censada en 11,220 hectáreas en la sierra central, donde resaltan *Aciachne pulvinata*, *Azorella crenata*, *Scirpus rigidus*, *Astragalus garbancillo*, *Austrocylindropuntia floccosa* (Zarria 2015).

El *Austrocylindropuntia floccosa* (*A. floccosa*) es una especie indeseable invasora, en las praderas naturales de la sierra central, por su gran adaptación y fácil propagación, colonizan e invaden campos sobre pastoreados; por lo que constituye un gran problema en las organizaciones ganaderas de la sierra central, reduciendo la disponibilidad de pastos para los animales domésticos y la fauna silvestres; además, causan daños físicos a los animales por las espinas que poseen como mecanismo de protección anti-herbívoros, que generan heridas que dificultan el desplazamiento de las borregas y corderos, sobre todo en las etapas de parición de ovinos disminuyendo su capacidad de pastoreo, incrementando los índices de mortalidad. Siendo escasa la información de los impactos ecológicos y económicos que ocasionan estas indeseables invasoras en los pastizales.

El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto del fuego solo y en combinación con Tordon (2,4-D + Picloram), en el control del *A. floccosa*, en pastizales de la sierra central. Como objetivos específicos fueron; estudiar la dinámica de la invasión de las plantas indeseables, en los procesos de degradación de pastizales, así como identificar el método más apropiado para reducir la cobertura de *A. floccosa* y analizar la respuesta económica del uso de los métodos evaluados.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. MARCO SUCESIONAL Y PLANTAS INVASORAS

El estudio de la naturaleza, comprende la revisión de sus componentes, considerando el objeto del estudio; en consecuencia, presentamos los conceptos y definiciones que estudian el ecosistema terrestre, que permiten entender el comportamiento de cada uno en particular desde su estructura y función y su relación con las plantas invasoras.

2.1.1. Conceptos y Definiciones

Ecosistema; se define como “cualquier unidad que incluya todos los organismos en un área dada interactuando con el ambiente físico, de forma que el flujo de energía lleva a definir estructuras tróficas, diversidad biótica y ciclos de materiales” (Odum 1972). Los organismos vivos y su ambiente inerte (abiótico) están inseparablemente ligados y actúan recíprocamente entre sí. Cualquier unidad que incluya la totalidad de los organismos (esto es, la “comunidad”) de un área determinada que actúan en reciprocidad con el medio físico de modo que una corriente de energía conduzca a una estructura trófica, una diversidad biótica y a ciclos materiales (esto es, intercambio de materiales entre las partes vivas y las inertes) claramente definidos dentro del sistema es un sistema ecológico o ecosistema (Odum 1972).

La Estructura del ecosistema está integrado por dos componentes; el biótico y abiótico. El componente biótico es el conjunto de seres vivos que, de acuerdo a las estrategias que emplean para adquirir energía y nutrientes a partir de los componentes abióticos, han sido clasificados en dos grandes grupos: autótrofos (adquieren energía de la radiación solar por fotosíntesis) y los heterótrofos adquieren energía por ingestión de otros organismos). El componente abiótico es la parte inerte del ecosistema y son los constituyentes físicos y químicos del medio, la radiación, el fuego, el clima, la atmósfera, la geografía, la energía solar y la materia prima (anhídrido carbónico, agua y nutrientes), necesaria para convertir la energía solar en energía química, constituyen los componentes abióticos del ecosistema (Florez y Malpartida 1987). La función del ecosistema es el responsable de la transformación de la energía solar en energía química (Figura. 1) Esta función es realizada por la diversidad de plantas que son los productores primarios del ecosistema. El producto

que se extrae del sistema (carne, leche, lana, etc.), es la energía transferida de un nivel y utilizada en beneficio del hombre (Cook, 1970 citado por Huss 1996), cuando el ecosistema es estable presta bienes y servicios ambientales en beneficio de la sociedad, pero si ésta se altera genera impactos y externalidades negativas o positivas dentro y fuera del ecosistema (Huerta 2002).

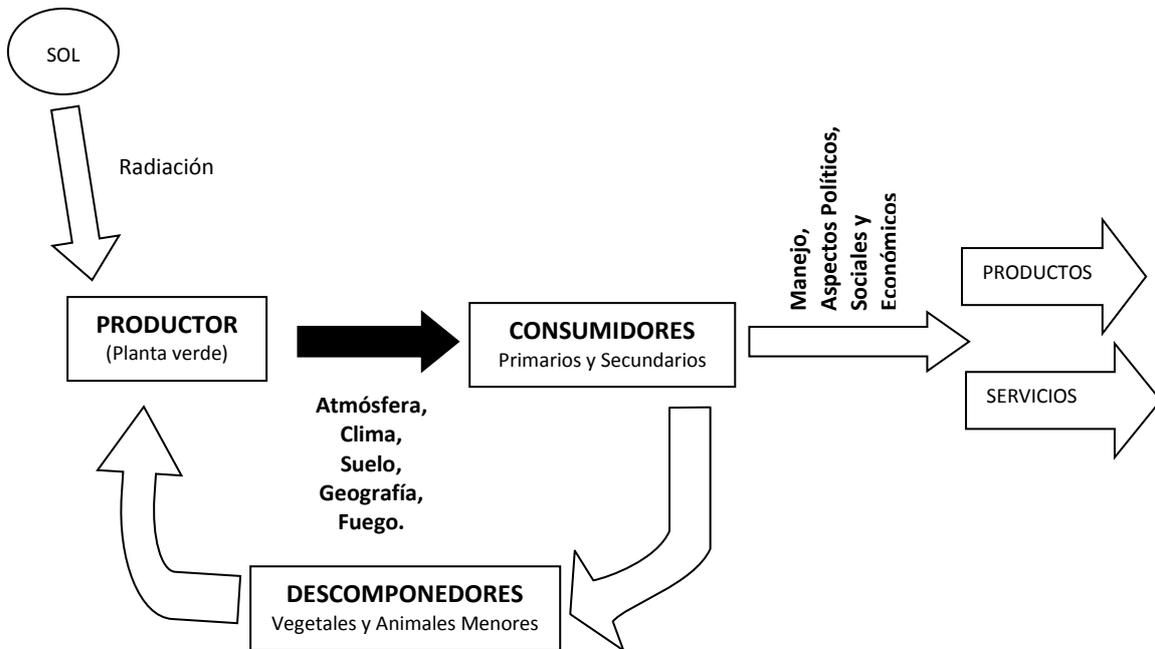


Figura 1: Esquema de un ecosistema

Fuente: Adaptado de Linderman (1942) y Novoa y Florez (1991.)

Clímax; La comunidad final o estable en una serie de desarrollo (sere) es la comunidad clímax; se perpetúa a sí misma y está en equilibrio con el hábitat físico (Odum 1972).

Hábitat; El hábitat de un organismo es el lugar donde vive o el lugar donde uno lo buscaría (Odum 1972).

Nicho Ecológico; incluye no sólo el espacio físico ocupado por un organismo, sino también su papel funcional en la comunidad (como, por ejemplo, su posición trófica) y su posición en los gradientes ambientales de temperatura, humedad, pH, suelo y otras condiciones de existencia (Odum 1972).

Master y Sheley (2001); reportan que la Orden Ejecutiva 13112 emitida por el presidente de los Estados Unidos el 3 de febrero de 1999, donde definen a:

- **Las especies nativas;** es una especie que históricamente ha producido o se produce actualmente en ese ecosistema, más que como resultado de una introducción a un ecosistema en particular.
- **Las especies exóticas;** es cualquier especie planta, incluyendo sus propágulos que no es nativa de ese ecosistema.
- **Las especies invasoras;** son especies exóticas o nativas, cuya introducción genera la probabilidad que cause daño económico, ambiental o daños a la salud humana en relación a un ecosistema en particular.

Cronk y Fuller (1995) consideran una planta invasora aquella propagación de plantas exóticas (naturalmente sin la ayuda directa de las personas) en hábitats naturales o seminaturales, que produce un cambio significativo en términos de composición, estructura y los procesos de los ecosistemas. Una mala hierba nociva es una especie de planta indeseable que está regulado de alguna manera por la ley (Dewey 1991, Sheley y Petroff 1999).

Planta indeseable invasora; Es aquella planta nativa, en el ecosistema de pastizal que se convierte en invasora, cuando las especies deseables y poco deseables para los animales, son eliminados por efecto del sobre pastoreo; como resultado tiene la oportunidad de propagarse y reproducirse con ventaja y de manera agresiva, alterando la composición florística y el valor económico de las praderas altoandinas (Ruiz y Tácuna 2015).

Perturbación; White y Pickett (1985) definen como cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que interrumpe el ecosistema, la comunidad o la estructura de la población, y cambia los recursos, la disponibilidad del sustrato o el entorno físico. Se consideran perturbaciones los eventos que afectan la disponibilidad de recursos y los procesos demográficos de la comunidad, como incendios, tormentas, inundaciones, manejo de pastoreo y fertilización. Las carreteras son perturbaciones que proporcionan corredores para la dispersión invasiva de plantas (Lonsdale y Lane 1994) y alteran los componentes físicos y químicos del entorno y la propagación de exóticos (Trombulak y Frissell 2000), lo que facilita aún más la invasión. Las perturbaciones asociadas con el cambio global (calentamiento global, aumento del CO₂ atmosférico, aumento de la deposición de nitrógeno, etc.) probablemente influirán en las distribuciones de plantas invasoras (Bazzaz 1990, Dukes 2000). El sobrepastoreo también se considera una

perturbación del ecosistema de pastizal, ocasionado por el mal uso de los pastizales por parte de los productores en las praderas altoandinas (Flores *et al.* 2014).

Sucesión; El desarrollo del ecosistema, o lo que se conoce como sucesión ecológica, puede definirse en términos de los tres parámetros siguientes: 1) Es un proceso ordenado de desarrollo de la comunidad, que comprende cambios en la estructura de la especie y en los procesos de aquélla, con el tiempo; es razonablemente orientado y por consiguiente, predecible. 2) Resulta de la modificación del medio físico por la comunidad, esto es: la sucesión está controlada por la comunidad, pese a que el medio físico condicione el tipo y la velocidad del cambio y ponga menudo límites a la posibilidad del desarrollo. 3) Culmina en un ecosistema estabilizado en el que se mantienen, por unidad de corriente de energía disponible, un grado máximo de biomasa (o de alto contenido de información) y de función simbiótica entre organismos (Odum 1969).

Modelos de Sucesión

Los modelos de estado y transición (STM) se han convertido en el marco conceptual líder para describir las dinámicas de la vegetación y evaluar los escenarios de manejo en los pastizales (Quetier *et al.* 2007). Los STM son diagramas de flujo cualitativos que describen posibles estados de vegetación estables y alternativos en sitios ecológicos individuales establecidos por diferentes combinaciones de suelo y clima. Estos modelos también identifican umbrales potenciales entre estados y la existencia de vías de restauración que pueden revertir transiciones entre estados.

La vegetación es el resultado de los efectos combinados del ambiente, las fuerzas bióticas, el paisaje y las contingencias; los modelos de sucesión. El modelo es una representación gráfica de los estados y procesos transicionales, necesarios para desarrollar un proceso de sucesión. Todas las especies siguen invadiendo hasta que el espacio es limitado. Los colonizadores se establecen por las razones de facilitación, tolerancia e inhibición, estos mecanismos no son mutuamente excluyentes (Figura 2), que describe los mecanismos de sucesión de una planta exótica se asienta definitivamente en un nuevo hábitat (Alcaraz 2013)

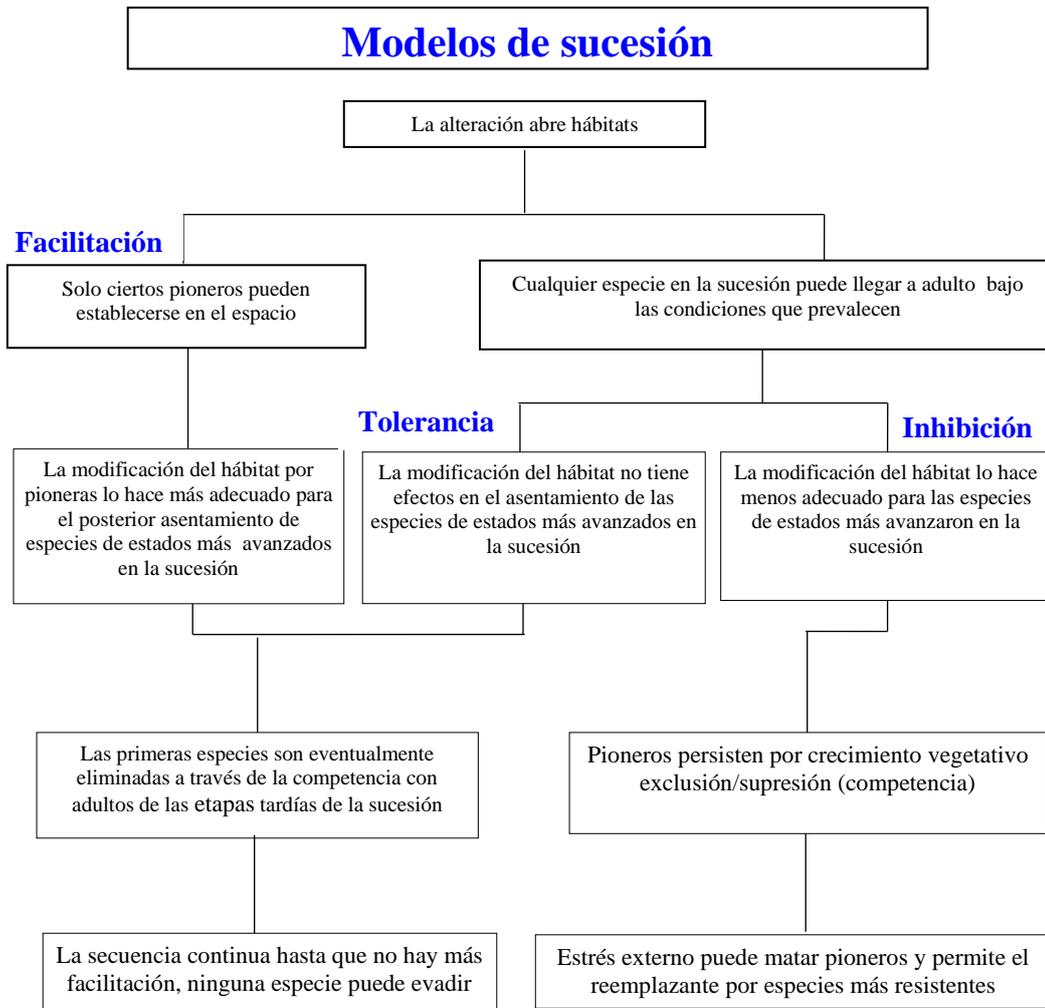


Figura 2: Modelo de Sucesión

Fuente: Alcaraz (2013)

2.1.2. Proceso de Invasión

El proceso de invasión comienza con la llegada de propágulos de plantas exóticas al nuevo sitio. En los últimos 500 años, el movimiento de plantas exóticas se ha acelerado por actividades relacionadas con el ser humano, a través de introducciones intencionales o no intencionales (Crosby 1986, Di Castri 1989). Las distancias geográficas y las barreras físicas, las cordilleras y los océanos, se reducen como impedimentos para el movimiento de especies exóticas dada la mayor eficiencia y velocidad con la que el hombre transporta materiales en todo el mundo (Masters y Sheley 2001).

Las plantas invasoras pueden alterar los procesos del ecosistema y plantear trayectorias de sucesión de la comunidad. Al describir el proceso de invasión, es importante considerar la invasión como un componente de la sucesión. (Johnstone 1986) define la sucesión como el cambio en la composición de las especies a lo largo del tiempo. La velocidad y

la dirección de la sucesión dependen de la interacción de la invasión de especies y la reacción de la especie en la comunidad de plantas. La sucesión está influenciada por 3 factores generales: disponibilidad del sitio; disponibilidad de especies; y el rendimiento de las especies (Tabla 1) (Pickett *et al.* 1987). Una vez que la planta invasora llega a un nuevo sitio, la invasión de la comunidad está regulada por las características de la planta invasora y la comunidad existente (Lawton 1986).

Tabla 1: Causas generales de sucesión ecológica, procesos contribuyentes y factores modificadores

Causas generales	Proceso contributivo	Factores modificadores
Disponibilidad del sitio	Disturbio	- Tamaño, severidad, tiempo, dispersión.
Disponibilidad de la especie	Dispersión	- Configuración del paisaje, agentes de dispersión,
	Propágulos	- Uso de la tierra, tiempo transcurrido desde la última perturbación.
	Recursos	- Suelo, topografía, historia del sitio,
Rendimiento de especies	Ecofisiología	- Respuesta de germinación, tasas de asimilación, tasas de crecimiento, diferenciación genética.
	Historia de vida	- Distribución, tiempo reproductivo, modo de reproducción
	Estrés	- Clima, historia del sitio, ocupantes anteriores
	Competencia	- Competencia, herbívoros, disponibilidad de recursos
	Alelopatía Herbívoros	- Química del suelo, microbios, especies vecinas - Clima, depredadores, defensas de plantas, parches

Fuente: Pickett *et al.* (1987).

Se han generado varias hipótesis, a menudo interrelacionadas, sobre las especies y las características invasoras del sitio para proporcionar un marco para la teoría ecológica de la invasión (Cronk y Fuller 1995). **La hipótesis de la ausencia del depredador** propone que las plantas invasoras tienen una ventaja porque se introducen en nuevos entornos sin enemigos naturales en un pastizal nativo. **La hipótesis del mayor potencial reproductivo** indica que las plantas invasoras son más fecundas que las especies nativas. **La hipótesis de las especies nativas mal adaptadas** propone que las plantas invasoras muestran una mayor tolerancia a las limitaciones de recursos que las especies nativas. **La hipótesis del cambio químico** sugiere que las plantas invasoras están mejor adaptadas al estado químico alterado de un sitio invadido. **La hipótesis del balance de la naturaleza** se centró en el concepto de que las comunidades ricas en especies son más resistentes a la invasión

que las comunidades pobres en especies. *La hipótesis del nicho vacío* sostiene que las comunidades invadidas contienen nichos desocupados listos para ser habitados por plantas invasoras. *La hipótesis de la brecha entre perturbación y producción* sugiere que es necesario cierto nivel de perturbación para permitir que una especie invasora se establezca en una comunidad. Estas hipótesis proporcionan una base sobre la cual construir la teoría y en última instancia, predecir las invasiones de especies. Los intentos de clasificar las especies de acuerdo con su invasividad han resultado en listas de atributos genéticos, fisiológicos y ecológicos asociados con invasores exitosos (Baker 1965, 1986, Baker y Stebbins 1965, Gray 1986, Lonsdale 1994).

Mack (1996) revisó las ventajas y desventajas de los enfoques para evaluar la invasividad de las plantas. Estos enfoques incluyeron: rasgos de listado de la planta invasora; caracterizando el rango nativo de la planta invasora; desarrollar modelos para predecir invasividad; cuantificar las características de crecimiento de la planta invasora bajo diferentes condiciones en ambientes controlados; comparar características de cogeneradores invasivos y no invasivos; plantando de la especie en el campo con y sin manipulación de recursos. Panetta (1993) y Reichard y Hamilton (1997) sugieren que el mejor predictor de si una especie se volvería invasiva o no en un nuevo ambiente sería su invasividad en otros lugares.

Nobel (1989) determinó que un alto número de población en cualquier etapa de la vida en el ambiente nativo era un buen indicador de invasividad, mientras que la longevidad de adultos y semillas y la perennidad de las plantas no eran indicadores confiables de potencial invasivo. Concluyó que el conocimiento del entorno invadido era tan importante como las características de la especie invasora para predecir el proceso de invasión. Para continuar con el proceso de invasión. Los propágulos de plantas alienígenas deben dispersarse en el nuevo sitio y llegar a micrositos que proporcionan un entorno propicio para el establecimiento de la planta. La ubicación donde la planta inmigrante puede germinar y crecer se ha denominado "sitio seguro" (Harper 1977), "nicho de regeneración" (Grubb 1977) o "ventana de invasión" (Johnstone 1986).

Los sitios seguros cumplen con los requisitos de las especies exóticas para la germinación, el crecimiento y el desarrollo y permiten que la planta alcance la madurez reproductiva. La alteración a menudo aumenta la disponibilidad segura del sitio para el establecimiento de plantas invasoras (Grubb 1977, Harper 1977, Fox 1985, Hobbs 1991).

El éxito de la invasión parece depender del grado y tipo de alteración, presión de propágulo (número de propágulos de plantas exóticas en la comunidad y duración de la exposición comunitaria a propágulos) (Rejmanek, 1989) e intervalo de tiempo entre eventos de perturbación (Hobbs y Huenneke, 1992).

La tasa de propagación es una función tanto de las características de las especies exóticas y aquellas del ecosistema, siendo que la tasa de propagación puede adquirir una forma geométrica y exponencial para estabilizarse cerca de la capacidad de carga de plantas invasoras por parte del ecosistema (Figura 3). Al principio del proceso de invasión hay una fase donde las poblaciones de plantas invasoras permanecen pequeñas y localizadas durante largos períodos antes de expandirse exponencialmente (Mack 1985, Auld and Tisdell 1986, Braithwaite *et al.* 1989, Griffin *et al.* 1989, Lonsdale 1993, 1999)

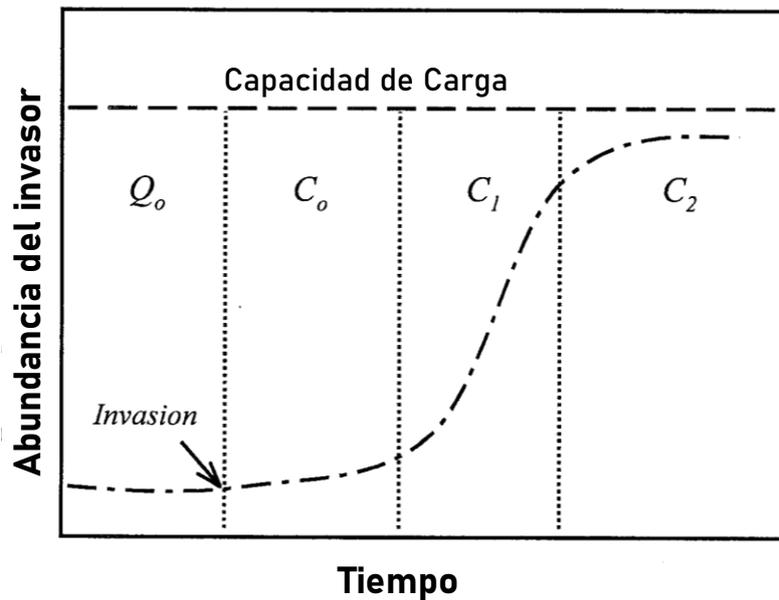


Figura 3: Fases de la invasión de malezas y prioridades para la acción de control: Q_0 : fase de latencia y adaptación; C_0 : inicio de la fase exponencial y momento para iniciar el control; C_1 : fase de crecimiento exponencial; C_2 : nivel máximo posible de invasión. El esfuerzo de control incrementa de izquierda a derecha, Q_0 a C_2 . Fuente: Hobbs and Humphries (1995)

Hobbs and Humphries (1995) atribuyeron esta fase de latencia a varios factores, incluido el tiempo necesario para que la planta invasora se adapte al sitio antes de propagarse rápidamente, los requisitos de la planta invasora para un evento específico o serie de eventos de perturbación que facilitan la diseminación rápida o la planta invasora simplemente no se nota hasta que se extiende.

2.1.3. Impactos de Plantas Invasoras

Aunque es difícil asignar un valor monetario a las consecuencias adversas de las plantas invasoras e indeseables, también tienen un impacto adverso en todas las categorías de servicios de los ecosistemas que proporcionan los pastizales funcionales y saludables (DiTomaso *et al.* 2017). El impacto de la invasión de plantas exóticas e indeseables, se reporta a partir del impacto económico y ecológico.

El impacto económico; de las plantas invasoras en la producción ganadera incluye interferir con las prácticas de pastoreo, disminuir el rendimiento y la calidad del forraje, aumentar los costos de manejo y producción del ganado, disminuir el aumento de peso del animal, reducir la calidad de la carne, la leche, la lana y los cueros, y el envenenamiento de ganado (DiTomaso 2000). Se estima que estas plantas invasoras nocivas causaron \$ 2 mil millones (USD) en pérdidas anuales en los Estados Unidos (Bovey 1987) que es más que todas las demás plagas combinadas (Quimby *et al.* 1991). En los EE. UU., Se estima que las plantas invasoras más prevalentes ocupan entre 41 y 51 millones de hectáreas de tierras públicas y privadas (Duncan *et al.* 2004) y continúan extendiéndose a una tasa de aproximadamente el 14% por año (Westbrooks 1998) sin la expectativa de que esta tasa disminuyera. Además, las plantas invasoras han invadido más de la mitad de los pastizales no federales y comprenden más del 50% de la cobertura vegetal en el 6.6% de estas tierras (USDA 2010). En Australia, se registran más de 600 especies de plantas exóticas dentro de los pastizales, de las cuales 160 están identificadas como amenazas a la biodiversidad (Grice and Martin 2006, Firn and Buckley 2010), y 20 se consideran malezas de importancia nacional. Por lo tanto, los desafíos planteados por las plantas invasoras en los pastizales son una seria preocupación y se espera que aumente en las próximas décadas.

El impacto ecológico; cuando los procesos ecológicos pueden cambiar después de que las especies invasoras se hayan establecido y propagado (Walker y Smith 1997). Estos cambios pueden ser mínimos y el invasor de plantas puede simplemente aumentar la riqueza de especies. En contraste, cuando los procesos ecológicos están lo suficientemente alterados, las especies nativas pueden ser desplazadas, lo que aumenta la vulnerabilidad de la comunidad vegetal a una mayor invasión y regeneración de la planta invasora. Cuando la perturbación de los ecosistemas excede los umbrales ecológicos, el cambio del ecosistema puede ser tan profundo que el control del invasor puede no

restaurar el ecosistema a una condición deseada (Hobbs y Humphries 1995). Procesos de los ecosistemas, incluidos los ciclos hidrológicos (Graf 1978, Loope y Sánchez 1988), erosión y sedimentación de corrientes (Lacey *et al.* 1989), flujo de energía y ciclos de nutrientes (Versfeld y van Wilgen 1986, Vitousek y Walker 1989, Stock y Allsopp 1992), regeneración de plantas nativas (Tyser y Key 1988, Woods 1993, Belcher y Wilson 1989, Kedzie-Webb *et al.* 2001) y regímenes de incendios (Hobbs y Atkins 1988; Hughes *et al.* 1991, Whisenant 1990, D'Antonio y Vitousek 1992) puede ser alterado por invasiones de plantas exóticas al ecosistema.

Si bien de las plantas invasoras ocasionan efectos perjudiciales en los pastizales y otras comunidades de plantas; hay muchos casos en los que proporcionan beneficios para el ecosistema (Eviner *et al.* 2012). Típicamente, hay compensaciones entre los impactos positivos y negativos de las plantas invasoras. Esto es más evidente en paisajes altamente alterados y degradados, donde las condiciones abióticas están tan degradadas que las especies nativas son incapaces de recuperarse naturalmente y la recuperación puede no ser posible incluso cuando está mediada por esfuerzos de restauración. En estos sistemas, las plantas invasoras pueden proporcionar una serie de servicios beneficiosos, que incluyen la reducción de la erosión del suelo, la regulación de las plagas y los regímenes de perturbación, la purificación del aire y el agua, el aumento del hábitat para los polinizadores y otras especies, el suministro de sitios como excluidores para el establecimiento de plantas nativas y la facilitación de la Fitorremediación (Díaz *et al.* 2007, Richardson y Gaertner 2013).

2.2. PRINCIPIOS Y PRÁCTICAS DE MANEJO DE PLANTAS INVASORAS

El manejo de plantas invasoras requiere manipular el proceso de perturbación para favorecer a las especies deseables (Masters y Sheley 2001). Las especies de plantas invasoras incluso se introdujeron intencionalmente para restaurar los servicios clave del ecosistema en algunos sistemas degradados (Eviner *et al.* 2012). Estos servicios incluyeron ganado o forraje para la vida silvestre, hábitat para la vida silvestre, control de la erosión, plantas de origen de miel y valor medicinal u ornamental (Duncan *et al.* 2004).

A pesar del uso de algunas plantas invasoras para proporcionar servicios de los ecosistemas, existe una falta general de comprensión de cómo predecir y gestionar, o

incluso medir, los efectos de las especies invasoras en los servicios de los ecosistemas (Eviner *et al.* 2012, Jeschke *et al.* 2014). Esto puede limitar la capacidad de toma de decisiones de los administradores de tierras, aunque los servicios de los ecosistemas se utilizan cada vez más como criterios para priorizar los esfuerzos para eliminar o gestionar las plantas invasoras. En muchas situaciones, el enfoque ha pasado de preservar los conjuntos de especies históricas dentro de un sitio en particular, a conservar la funcionalidad y los servicios proporcionados por la comunidad vegetal existente (Hobbs *et al.* 2011).

Si bien hay una serie de factores que contribuyen a la severidad de los impactos de las plantas no nativas en los ecosistemas, los ecólogos han reconocido recientemente que estos impactos pueden ser un síntoma de cambios en las condiciones ambientales que ya no apoyarán a la comunidad nativa (Eviner *et al.* 2012, Hobbs *et al.* 2009). Estos "nuevos ecosistemas" se producen porque la composición de especies y la función de los ecosistemas muy alterados se han transformado completamente a partir del sistema histórico (Hobbs *et al.* 2009) (Figura 4). En estas situaciones, las especies invasoras pueden no alterar dramáticamente los procesos ecológicos, sino que pueden sostener o restaurar servicios ecosistémicos importantes bajo un conjunto diferente de condiciones ambientales.

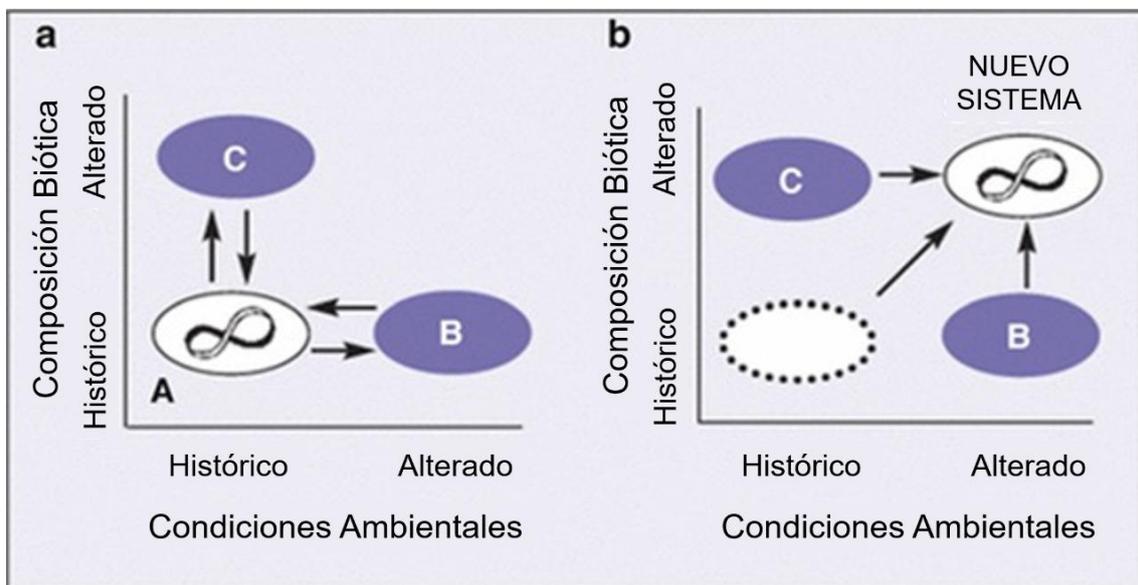


Figura 4: Condiciones ambientales prístinos y alterados
Fuente: Hobbs *et al.* (2009)

Los nuevos ecosistemas pueden ser la consecuencia de los cambios abióticos provocados por los impactos del clima, el uso de la tierra, la contaminación, el enriquecimiento de

CO₂ y del nitrógeno atmosférico, los regímenes alterados de perturbaciones y la urbanización (Steffen *et al.* 2004). Es casi seguro que estos cambios abióticos conducirán a cambios subsiguientes en la composición de las especies y al ciclo biogeoquímico que pueden alterar irreversiblemente el sistema desde su condición histórica (Seastedt *et al.* 2008). Además de los cambios abióticos, las modificaciones bióticas también pueden contribuir al desarrollo de nuevos ecosistemas. Estos cambios bióticos pueden incluir nuevas invasiones de especies (plantas o animales, incluido el ganado), la extinción local de especies claves del ecosistema.

2.2.1. Estrategia de Manejo

El manejo integrado de plantas invasoras se originó al darse cuenta de que el predominio y la propagación de las plantas invasoras indican un problema de manejo subyacente que debe abordarse antes de que el control pueda tener éxito. Los elementos básicos del manejo de plantas invasivas incluyen el uso de múltiples tácticas de control y la cuidadosa integración del conocimiento sobre las especies invasoras en el esfuerzo de manejo (Buhler *et al.* 2000). El manejo de plantas invasoras enfatiza que la recuperación de los pastizales degradados, requiere más que el control de la planta invasora. Se basa en una aplicación sistemática y secuencial de múltiples tácticas combinadas, como las medidas de control químico, biológico, cultural y mecánico para remediar las funciones de los ecosistemas y reducir los impactos negativos de las especies invasoras por debajo de un umbral económico (Masters and Sheley 2001). Este nuevo enfoque de gestión significó un cambio en la hipótesis investigación de "¿qué es esa planta invasora y cómo la elimino?" "¿por qué está presente esa planta invasora y cómo puedo administrar el sistema para suprimirla, evitar su propagación y remediar su ¿Impacto?". La adopción del manejo de plantas invasoras fue estimulada por la necesidad de ampliar los esfuerzos de control típicos que se basaban en el uso de herbicidas y la labranza (Holt 1994) y en la reducción de la presencia de malezas resistentes a los herbicidas debido al uso repetitivo de herbicidas (Beckie and Reboud 2009). También es importante reconocer que un programa de manejo de plantas invasoras a menudo está estrechamente vinculado a los esfuerzos de restauración, mitigación y rehabilitación. El objetivo de la rehabilitación enfatiza los efectos a corto y largo plazo sobre la biodiversidad y los valores socioeconómicos (DiTomaso *et al.* 2017)

Reconocer algunos de los desafíos clave asociados con el manejo integrado de plantas invasoras, puede mejorar la aplicación de la gestión de plantas invasoras en los pastizales. Por ejemplo, los desafíos biológicos, de implementación e investigación deben abordarse al desarrollar sistemas de manejo de plantas invasivas (Buhler *et al.* 2000). Algunos de estos desafíos incluyen no tener en cuenta la fecundidad y la supervivencia de las especies invasoras y el énfasis excesivo en las poblaciones individuales en un solo año en lugar de adoptar un enfoque holístico basado en el análisis, la teoría y la implementación dentro de un ecosistema. La investigación debe desarrollar prácticas capaces de impactar directamente la producción de propágulos, la supervivencia de las plantas y la transición de los propágulos a las plántulas (Buhler *et al.* 2000). Otro desafío del manejo de plantas invasivas puede ser el más obvio; es decir, priorizar una práctica de control a expensas de una estrategia general de manejo de plantas invasivas que sea ambiental y económicamente viable (Buhler 2002).

2.2.2. Métodos de Control

Masters and Sheley (2001) reportan cuatro métodos de control de malezas, biológico, químico, cultural y mecánico, los mismos que se describe a continuación:

El método biológico

Quimby *et al.* (1991) definen el control biológico de malezas como el uso previsto de los organismos vivos para reducir la capacidad reproductiva de la planta, la densidad y el efecto. Control biológico puede implicar una de tres estrategias: conservación, aumentación y la importación de enemigos naturales (Harley and Forno 1992). La conservación implica la manipulación del medio ambiente para mejorar el efecto de los enemigos naturales existentes y generalmente se utiliza para controlar las malezas nativas. La aumentación emplea liberación periódica de enemigos naturales y está restringido a la gestión de malas hierbas en los cultivos de alimentos de alto valor porque requiere grandes inversiones de tiempo y dinero y una intervención repetida. La importación, conocida como *control biológico clásico*, es la reubicación planificada de enemigos naturales de malezas exóticas de sus hábitats nativos a sus hábitats naturalizados (Master and Sheley 2001). Esta estrategia busca restablecer las interacciones de malezas y enemigos naturales que reducen la población de malezas a un nivel aceptable (DeBach and Rosen 1990). Sincronía en el ciclo de vida de la planta y el agente huésped, la

adaptación del agente a un nuevo clima y hábitats, la capacidad del agente para reproducirse rápidamente y la naturaleza, la extensión y el tiempo. Eficacia del agente de biocontrol (Louda and Masters 1993).

El éxito del control biológico de malezas durante los últimos 200 años ha sido variable. Julien (1992) documentó 610 proyectos de control biológico que involucraron 94 especies de malezas en 53 países. Ha habido algunos proyectos de control biológico que han tenido un éxito extraordinario, incluido el control de *Opuntia spp.* En Australia por la polilla *Cactoblastus cactorum* y el control de St. Johnwort (*Hypericum perforatum L.*) en el noroeste del Pacífico por los escarabajos, *Chrysolina quadrigemina* y *C. hyperici*. Hay 72 ejemplos en todo el mundo donde los programas de control biológico de malezas han estado en marcha durante un período suficiente para evaluar el control. De estos programas, el 28% ha dado como resultado un control que podría calificarse de completo (Sheppard 1992). En contraste, no se logró ningún control en el 35% de estos programas, aunque se establecieron agentes de control biológico. Asimismo, en este estudio se han identificado factores importantes en la especie objetivo, como la compatibilidad limitada de los agentes con el genotipo de la planta invasora, y la predicción oportunista y el parasitismo de los agentes de control biológico en el medio ambiente introducido (Sheppard 1992).

La liberación de agentes de control biológico importados en plantas invasoras no está exenta de riesgos (Harris, 1988, Howarth, 1991, Follett and Duan 1999). Por su propia naturaleza, el control biológico clásico implica la liberación de organismos extraños para controlar otros organismos extraños y la antigua composición botánica. Las consecuencias de la utilización natural del enemigo de las malezas exóticas nativas se consideran un efecto secundario perjudicial del control biológico (Harris 1988 1990, Ehler 1990, Howarth 1991). El gorgojo cabeza de siembra, *Rhinocyllus conicus* Froel., Introducido desde Europa a Norteamérica para controlar el cardo almizclero (*Carduus nutans L.*) (Kok y Surlis 1975) se crio a partir de cabezas florales de varias especies nativas de *Cirsium* en California (Goeden y Ricker 1986). Turner *et al.* 1987). También ha reducido la producción de semillas de especies nativas de *Cirsium* en varios lugares de las Grandes Llanuras centrales (Louda *et al.* 1997). Una vez que un insecto se libera en un nuevo entorno, no puede restringirse a su distribución o afinidad con el huésped. El monitoreo de los agentes de control biológico candidatos para las expansiones de pastizales, los cambios en el huésped y es crítico los efectos en las plantas no dirigidas (Howarth 1991).

El método químico

Los herbicidas se agrupan según su composición química y su modo de acción (Devine *et al.* 1993, Ross y Lembi 1999). El modo de acción se refiere a como el herbicida afecta al sistema, proceso o tejido. Un herbicida generalmente se selecciona en ciertas tasas, condiciones ambientales y métodos de aplicación. Los herbicidas foliares activos se aplican directamente a las plantas o solo a las hojas donde son absorbidos y translocados a toda la planta. Estos herbicidas pueden o no permanecer activos. Los herbicidas activos en el suelo son absorbidos de la solución de agua del suelo. Los herbicidas pueden clasificarse según se apliquen antes (preemergentes) o después de la emergencia de la maleza (postemergentes) (Master and Sheley 2001).

Los herbicidas han sido las herramientas dominantes utilizadas para controlar las plantas invasoras en los pastizales (Bovey 1995). Posibilidad de contaminación del agua superficial o del suelo, efectos adversos en plantas deseables y costo del uso controlado de herbicidas. La gran cantidad de herbicidas disponibles actualmente, con varios modos de acción y selectividad, brindan a los administradores de tierras muchas opciones para controlar las plantas no deseadas y manipular la composición de las plantas. Los herbicidas más comúnmente utilizados en los pastizales son los reguladores del crecimiento de tipo auxina (fenoxi, benzoico o herbicidas picolínicos) que usan plantas de hoja ancha de control y no dañan las gramíneas cuando se usan a las dosis recomendadas (Master and Sheley 2001).

El Picloram pertenece al grupo químico del ácido picolínico, cuyo nombre químico es 4-amino-3, 5, 6-trichloro-2-pyridine-carboxylic ácido (Weed Science Society of American, 1994); su modo de acción es el regulador de crecimiento tipo auxinas (Ross y Lembi, 1999). Controla a las plantas de hoja ancha, su actividad es a nivel de las hojas y el suelo, el tiempo de aplicación es pre y post emergencia de la planta (Masters and Sheley 2001). Picloram, Afecta la síntesis de proteínas y altera el crecimiento celular. Se absorbe a través de las raíces y los tallos y se transloca por toda la planta. Es de acción lenta; Los signos de daño pueden demorar más de 2 meses y la muerte total puede demorar de 6 meses a dos estaciones de crecimiento después de la aplicación. El Picloram es altamente residual y puede permanecer activo dentro del suelo durante más de un año y dentro de la planta hasta por 2 años (Sheehan and Potter 2017).

El 2,4-D pertenece al grupo químico del ácido fenoxido, cuyo nombre químico es (2,4-diclorofenoxy) ácido acético (Weed Science Society of America 1994); su modo de acción es el regulador de crecimiento tipo auxinas (Ross y Lembi 1999). Controla a las plantas de hoja ancha, su actividad es a nivel de las hojas, el tiempo de aplicación es post emergencia de la planta (Masters and Sheley 2001).

El Tordon 101. SL, es un herbicida compuesto por el Picloram más el 2,4-D. Tordon 101. SL, es un herbicida recomendado para controlar malezas de hoja ancha y arbustiva que crecen en potreros. Se aplica en forma de aspersion mezclado con agua; para obtener mejores resultados, aplicar cuando las malezas están creciendo vigorosamente, con humedad en el suelo. La frecuencia es de una aplicación por ciclo, en pre y post emergencia en una dosis de 3 a 4 l/ha., en un volumen de agua de 100 l/ha (Bayer 2002).

El uso de herbicidas como control químico, se obtienen resultados más rápidos, que con otras prácticas de control; utilizando dosis bajas en plantas jóvenes de crecimiento activo y dosis altas en plantas con estado de madurez avanzada. Herbicidas hormonales como el 2,4-D, tienden a ser menos efectivos en las épocas secas, por esta razón se recomienda usarlas en épocas lluviosas (Fullerton *et al.* 1970).

El método cultural

Las prácticas culturales incluyen quema, pastoreo, revegetación o resiembra, competencia de plantas y fertilización. Estos métodos generalmente tienen como objetivo mejorar la vegetación deseable para minimizar la invasión. El fuego, junto con el clima y los herbívoros, fueron las principales fuerzas responsables de la formación y el mantenimiento de los ecosistemas de pastizales en América del Norte (Wright y Bailey 1982). Al igual que con cualquier perturbación, los efectos del fuego en los ecosistemas se ven afectados por su frecuencia, intensidad, época de ocurrencia e interacciones con otras perturbaciones. Los regímenes de incendios de pastizales de América del Norte fueron moldeados por fuentes de ignición, rayos y humanos, y clima (Pyne 1984).

La quema es una práctica útil, si no esencial, para cumplir los objetivos de muchas comunidades de plantas en América del Norte (Wright y Bailey 1982). La quema reduce el número de plantas indeseables susceptibles a este factor ambiental, las gramíneas perennes son generalmente más resistentes que las especies de hoja ancha; por otro lado la quema controlada y planificada adecuadamente reduce la cobertura de vegetación, y aumenta la posibilidad de erosión, reduce el contenido de materia orgánica de los suelos,

varios minerales contenidos en la materia orgánica se liberan por el fuego y están más sujetos a la lixiviación; por lo que la quema debe ser controlada, superficial y rápida, de modo que pueda ser tolerado por especies de gramíneas nativas (Fullerton *et al.* 1970).

El pastoreo como método de control, es ejercida por la selectividad de los herbívoros, sus preferencias por plantas jóvenes dentro de las comunidades de plantas es otro factor a considerar (Crawley 1983, Luken 1990). Por ejemplo, el pastoreo de ovejas o cabras (Bowes y Thomas 1978, Landgraf *et al.* 1984, Walker *et al.* 1994, Lym *et al.* 1997) pueden controlar el brote de hojas de las malezas. El pastoreo controlado de animales regula el consumo de las especies más deseadas de la comunidad de plantas, fortaleciendo su competencia con las malezas (Walker 1994, 1995). Por el contrario, el pastoreo excesivo del ganado sin restricciones periódicas cambia la ventaja competitiva de plantas, favoreciendo a las malezas (Svejcar y Exchange 1991).

La revegetación con plantas deseables puede ser la mejor alternativa a largo plazo para el manejo de malezas en sitios que carecen de suficiente abundancia de especies deseables y donde el estatus del suelo ha sido afectado notoriamente. La revegetación con plantas herbáceas ya sea gramíneas o leguminosas deben tener características de ser competitivas y supresoras del crecimiento de las malezas (Masters *et al.* 1996, Lym y Tober 1997, Bottoms and Whitson 1998, Ferrell *et al.* Masters y Nissen 1998, Whitson y Koch 1998). La selección de la especie de planta para una revegetación es una consideración crítica, cuando se busca lograr una comunidad de plantas deseables para los herbívoros o con fines de restauración. Jones y Johnson (1998) describen un enfoque integrado para tomar decisiones sobre cómo seleccionar materiales de plantas para la revegetación de pastizales. Los potenciales del sitio, el paisaje deseado, los objetivos de siembra, las filosofías de uso de la tierra en conflicto, los materiales vegetales apropiados, las plantas invasoras, el estado de la comunidad y las limitaciones económicas son componentes clave del proceso de toma de decisiones.

El método mecánico

El procedimiento mecánico implica la eliminación de las partes aéreas de la maleza o la eliminación de la raíz y la corona para matar la planta (Master and Sheley 2001). La siega en el otoño durante 3 años consecutivos disminuyó las áreas invadidas de *Centaurea maculosa* (spotted knapweed) en aproximadamente el 85% en comparación con las áreas que no se cortaron (Rinella *et al.* 2001).

Cortar plantas herbáceas o leñosas perennes que tienen la capacidad de reproducirse vegetativamente puede exacerbar la interferencia de las malezas al estimular la producción de nuevos tallos de yemas vegetativas debajo de la superficie cortada. Sin embargo, las plantas perennes que se reproducen vegetativamente pueden ser dañadas severamente o muertas por la labranza (Derscheid *et al.* 1985), excavación, arado de raíces o arranque (Vallentine 1989). El alto costo de estos tratamientos mecánicos limita su uso para controlar las malezas de los pastizales.

Integrando los métodos de control

Existen experiencias de control de plantas indeseables, integrando dos o más métodos de control (DiTomasom 2000) como el *Opuntia stricta* (Haworth) Haworth, que utiliza el método biológico y los herbicidas (método químico) reportado por (Hoffman *et al.* 1998). Los esfuerzos para evaluar la compatibilidad de los agentes de biocontrol de insectos y herbicidas durante el desarrollo de sistemas de gestión integrados están aumentando (Messersmith y Adkins 1995). Los herbicidas y la labranza se utilizaron para suprimir la maleza denominada linaza de sapo de dalmata (*Linaria dalmatica* Mill.) (Gates y Robocker 1960), y cheatgrass (*Bromus tectorum* L.) (Eckert y Evans *et al.* 1967) y cabeza de medusa (*Taeniatherum caput-medusae* L. Nevski) (Youn *et al.* 1969) en intentos iniciales de revegetar sitios de pastizales degradados con pastos de estación fría.

La aplicación de herbicidas y la siembra de campos introduciendo gramíneas nativas perennes como monocultivos, se han utilizado con éxito para reducir las malezas y mejorar la producción de forraje en los pastizales. En Wyoming, la preparación del campo de siembra consistió en múltiples aplicaciones de glifosato en primavera y verano, seguido de laboreo previo a la siembra de gramíneas de estación fría (Ferrell *et al.* 1998). En los campos degradados con vegetación de césped, se trataron con los herbicidas Imazapyr y Sulfometuron en el otoño y se quemaron en la primavera siguiente antes de la siembra de hierbas altas sin labranza; durante la investigación se demostró, una mejora de los pastizales al utilizar una estrategia integrada de control de malezas, que redujo la vegetación frondosa y facilitó la siembra y el establecimiento de campos con la mezcla de especies nativas de gramíneas y leguminosas (Masters *et al.* 2001).

2.2.3. Caso de *Austrocylindropuntia floccosa* (Salm-Dyck) Ritter 1981.

El *Austrocylindropuntia floccosa* (Salm Dick) Ritter 1981 (figura 5), anteriormente conocida como la *Opuntia floccosa* (Salm-Dyck) Ritter 1981, estos términos se usarán durante el presente estudio. Esta especie difundida en varias regiones de la sierra central y sur del Perú, por encima de los 4000 msnm. Ocupa grandes extensiones formando colonias de flores amarillas. Los tallos cilíndricos están cubiertos de pelo blanco y no tiene competencia de otras plantas ni es pasible de depredación. Aunque su distribución se extiende a Bolivia, su presencia o ausencia en dicho país no afecta su categorización (Ostolaza 2014).

Clasificación

Reino Plantae

Subreino Tracheobionta

División Magnoliophyta

Clase Magnoliopsida

Subclase Caryophyllidae

Orden Caryophyllales

Familia Cactaceae

SubFamilia Opuntioideae

Tribu Austrocylindropuntieae

Genero *Austrocylindropuntia*

Especies *A. Flocosa* (Salm-Dick) Ritter 1981.

Denominación científica: *Austrocylindropuntia floccosa*

PREOCUPACIÓN MENOR (LC) Se caracteriza por la abundancia de individuos en una extensa área de ocupación (UICN)



Figura 5: Planta de *A. Flocosa* (Salm-Dyck) Ritter 1981.

Etimología:

Austrocylindropuntia: nombre genérico con el prefijo *australis* = "sur" *Cylindropuntia*; la forma de sus frutos son cilíndricos "Cylindropuntia del Sur", *floccosa*: epíteto latino de las palabras *flocus* = "mechón de lana" y el sufijo *osus* = "plenitud, desarrollo", en alusión a que desarrolla un mechón de lana (Ostolaza 2014).

Descripción de la planta

Ostolaza (2014) describe como una planta que forma extensas matas o colonias compactas, segmentos cilíndricos cortos, de 15 a 40 cm. de largo, elipsoidales o subglobosos, tuberculados, hojas caducas, verde oscuro de 7 mm, persistentes, areolas en los tubérculos, gloquidios muy largos, como pelos entrelazados, blancos, o a veces ausentes, espinas 2, de 2 a 4 cm., rectas y tubuladas, amarillas, flor 2.5 a 3 cm., amarillo-naranja, fruto globoso, umbilicado, semillas de 4 mm. Distribución: Cajamarca, La Libertad, Lima, Junín, Huancavelica, Nevado Ausangate, Cuzco, Cailloma, Arequipa, La Raya, Sicuani, Puno, y Bolivia, de 3600 a 4200 msnm.

Polinización,

El *A. floccosa*, por ser una cactácea, poseen flores hermafroditas, pero en su gran mayoría son incapaces de autofecundarse. Por tanto, requieren del transporte de los granos de polen de la flor de una planta a la flor de otra y aquí el papel de los animales llamados polinizadores es crucial, para explicar el éxito de estas plantas, dentro del ecosistema. Esta forma de polinización zoófila, llamada polinización cruzada, es el primer paso en la reproducción de los cactus. Las cactáceas tienen que producir flores atractivas para los polinizadores potenciales y a la vez, ofrecerles una recompensa (Ostolaza 2014).

Dispersión de Semillas;

El segundo paso en la reproducción de los cactus es la dispersión de las semillas. Los cactus producen frutos carnosos, que son bayas uniloculares, cuya pulpa sirve de alimento a los animales que los ingieren. Cuando las semillas pasan por el tracto digestivo del animal, reciben un tratamiento ácido que las prepara para la germinación y son depositadas con las heces, ya fertilizadas. Los animales encargados de la dispersión de las semillas pueden ser: dispersores primarios: murciélagos y aves llamadas percheras, y dispersores secundarios como roedores, principalmente ratones, y hormigas. Cuando los frutos maduran y caen al suelo y se esparcen las semillas, y a veces antes de eso, entran en acción los dispersores secundarios hormigas y ratones los que llevan las semillas a sus hormigueros o madrigueras bajo tierra donde, las que no son consumidas, encuentran un lugar propicio y protegido para su desarrollo como plántulas (Ostolaza 2014).

Usos en ganadería

Petersen *et al.* (1988) reportan el estudio realizado en Texas EE. UU; que señala que el (*Opuntia sp*) denominado Pricklypear; tiene una distribución aproximadamente del 28% de las tierras en producción (10.3 millones de hectáreas) en Texas (Lundgren *et al.* 1981). Las matas densas de Pricklypear, interfieren con el manejo y movimiento del ganado (Dameron y Smith 1939), la utilización de forrajes por el ganado (Bement 1968, Price *et al.* 1985) y compiten con las plantas forrajeras deseables. El Pricklypear proporciona alimento de emergencia para el ganado durante la sequía (Shoop *et al.* 1977), pero las espinas causan una infección bacteriana en la boca y el tracto gastrointestinal del ganado y las semillas causan la impactación del rumen (Migaki *et al.* 1969; Merrill *et al.* 1980). El clima, los suelos, el pastoreo, los insectos, el fuego y las interacciones entre estos factores influyen en la abundancia de Pricklypear (planta pinchazo) (Thomas y Darrow 1956, Houston 1963, Hyder *et al.* 1966, Bement 1968, Bunting *et al.* 1980). La recomendación para el control herbicida del Pricklypear en las áreas de recursos de llanura onduladas y meseta Edwards de Texas ha sido la fumigación del aérea con una mezcla 1:1 de ácido 2,4 (2,4,5-triclorofenoxi) acético 1: 1 y Picloram (ácido 4-amina-3,5,6-t + cloro-2-piridinacarboxílico) a 0.56 kg / ha, a fines de la primavera o principios del verano (Hoffman 1975).

2.3. GESTIÓN INTEGRADA DE PLANTAS INVASORAS

El manejo de plantas invasoras a menudo se ha centrado en el control de una sola especie sin tener en cuenta las consecuencias no deseadas del método de control. Este enfoque generalmente se basó en una tecnología de control único, como el pastoreo, los herbicidas o la quema prescrita, y en general ha demostrado ser inadecuado para seguir el ritmo de las amenazas ecológicas que están surgiendo en todo el mundo (Hobbs y Humphries 1995). Esta estrategia no ha tenido éxito a largo plazo (Masters y Sheley 2001) pero con frecuencia las especies nativas residentes o incluso las especies no nativas deseables no se benefician de la estrategia de manejo y, de hecho, pueden deteriorarse aún más (Seastedt *et al.* 2008). Esto ocurre porque la eliminación de las especies invasoras no necesariamente restaura el ecosistema a un sistema funcional, sino que puede disminuir la abundancia de importantes plantas deseables y ocasionar más pérdidas en el funcionamiento ecológico (Pokorny *et al.* 2005). En lugar de recuperar la función de los pastizales, este método de control puede degradar el ambiente abiótico o

abrir nichos para la reinvasión o invasión de otras especies indeseables (Masters y Sheley 2001). Por ejemplo, el uso del herbicida Aminopiraldid para controlar la *Centaurea solstitialis* en California puede llevar a la invasión y proliferación subsecuentes de pastos anuales de sabor incluso menos nocivos e igualmente nocivos, como *Aegilops triuncialis* (Barb goatgrass) o *Taeniatherum caput-medusae* (medusahead), que no son susceptibles al herbicida (DiTomaso *et al.* 2006).

2.3.1. Teoría de los Procesos de Sucesión y Resiliencia

La gestión integrada de plantas invasoras se ha beneficiado de la adopción de la teoría de la sucesión y de la resiliencia como mecanismos de rehabilitación natural que describimos.

Sucesión

Para comprender las causas de la sucesión y de adaptar esta teoría para manejar las plantas invasoras de pastizales. Por ejemplo, Sheley *et al.* (1996) sugirieron que los manejadores de plantas invasoras de pastizales necesitan principios y conceptos para guiar sus decisiones en lugar de prescripciones para el control de plantas invasoras. Esbozaron un marco teórico basado en un modelo de sucesión que enfatizaba la influencia de las causas principales de la sucesión (es decir, *la perturbación, la colonización y el rendimiento de las especies*) para alterar la comunidad de plantas de un estado no deseado a un estado deseado (Pickett *et al.* 1987). Este modelo también está estrechamente alineado con los procesos ecológicos específicos que deberían influir para afectar las causas subyacentes de la sucesión, como la modificación de *la perturbación* para abordar la disponibilidad del sitio, *la dispersión y reproducción de propágulos* para influir en la disponibilidad de las especies, y la alteración de *la disponibilidad de recursos* o la aplicación de *estrés* al impacto, tanto de especies invasoras como deseables (Sheley y Krueger-Mangold, 2003, James *et al.* 2010). El vínculo entre el manejo de plantas invasoras y la teoría de la sucesión también se ha visto incrementado al darse cuenta de que existen comunidades de plantas en estados ecológicos alternativos que pueden cambiar de manera no lineal en respuesta a la perturbación (Westoby *et al.* 1989).

La gestión basada en procesos no solo fue un aspecto central de la gestión sucesional de plantas invasoras, sino que también se convirtió en un tema central del campo emergente de la restauración ecológica aplicada. La restauración ecológica, similar a la gestión de plantas invasoras, enfatiza la importancia de desarrollar metodologías de paisaje y reconoce la necesidad de identificar los procesos específicos responsables de la degradación y recuperación (Hobbs y Norton 1996). Este enfoque orientado al proceso, basado en los objetivos de renovación y mantenimiento de la salud del ecosistema, se convirtió en una de las primeras definiciones de trabajo para la Sociedad para la Restauración Ecológica (Higgs 1997). A medida que se desarrolla el marco conceptual, se puso énfasis en los principios y prácticas de restauración por procesos para reparar los paisajes dañados (Whisenant 1999). Este concepto de gestión de procesos a gran escala se expandió en la década de 1990 con el surgimiento de la gestión basada en ecosistemas en las agencias federales de los Estados Unidos (Koontz y Bodine 2008). Aunque las cuatro agencias de gestión de tierras más grandes de los Estados Unidos (es decir, el Servicio Forestal, el Servicio de Pesca y Vida Silvestre, el Servicio de Parques Nacionales y la Oficina de Administración de Tierras) habían adoptado formalmente la gestión de ecosistemas en 1994, la implementación de la preservación de procesos ecológicos se identificó como un desafío principal (Koontz y Bodine 2008). En los últimos años, la gestión basada en procesos también se ha convertido en un componente central de la gestión basada en la resiliencia, que continúa explorando, de cómo, el papel de las variables y los procesos ecológicos influyen en la dinámica de los pastizales en diversas escalas temporales y espaciales (Briske *et al.* 2008; Bestelmeyer y Briske 2012).

Resiliencia

La gestión basada en la resiliencia debe proporcionar condiciones físicas y ecológicas que permitan que el sistema sea autosostenible y regrese a las condiciones previas a la perturbación, o que esté razonablemente cerca, dentro de un período de tiempo bastante corto después de la eliminación, del estrés o la perturbación (Walker *et al.* 2002). Además, un sistema resistente debería poder resistir el *establecimiento, la propagación* y el *cambio de ecosistemas* con éxito de las plantas invasoras luego de la introducción de propágulos (D'Antonio y Chambers 2006). El "enfoque de ecosistema completo" ahora se considera un aspecto esencial del manejo de especies invasoras. Esto

es importante porque los efectos secundarios de la eliminación de especies invasoras pueden dar lugar a cambios inesperados en otros componentes del ecosistema, como (1) cascadas tróficas en las interacciones de la red alimentaria entre productores, consumidores y depredadores, (2) interacciones planta-herbívoro, y (3) la dependencia de las especies nativas de los hábitats de especies exóticas (Zavaleta *et al.* 2001). Una perspectiva de ecosistema también proporciona vínculos entre las cuatro respuestas de gestión comunes *prevención, respuesta rápida y erradicación, control / contención y restauración / mitigación* para reflejar los procesos de invasión, como la introducción, *establecimiento, propagación e impacto*, respectivamente (Tabla 2).

La vinculación de las etapas de invasión a acciones de manejo específicas se ha propuesto desde entonces como un marco unificado para las invasiones biológicas, en donde las barreras a plantas individuales, poblaciones, procesos clave o especies completas deben superarse para que las especies invasoras pasen a la siguiente etapa (Blackburn *et al.* 2011). Un marco de este tipo para predecir el conjunto de rasgos que confieren éxito de invasión identificó tres factores principales, a saber, *las condiciones ambientales prevalecientes, los rasgos de las especies residentes y los rasgos de las especies invasoras* (Moles *et al.* 2008). La etapa de invasión se refiere a la degradación secuencial de los ecosistemas de pastizales a lo largo del tiempo desde la introducción de las especies invasoras hasta cuando su presencia impacta los procesos ecológicos (DiTomaso *et al.* 2017)

Tabla 2: Relaciones entre etapas de invasión, estrategia de gestión, eficiencia de gestión y costos de gestión

Etapas de invasión	Estrategia administrativa	Eficiencia de gestión	Costo de gestión
Introducción	Prevención	Alto	Bajo
Establecimiento	Respuesta rápida y prevención.	Moderar	Moderado
Expansión	Controlar	Bajo	Alto
Impacto	Restauración / mitigación	Muy bajo	Muy alto

Fuente: Simberloff *et al.* (2013).

2.3.2. Inventario y Mapeo de Pastizales

Gestión integrada de malezas (IWM) debido a la magnitud y complejidad de plantas indeseables y el costo de controlarlos, como cualquier programa de IWM implica el uso de varias técnicas de control, través de una estrategia planificada, coordinada y organizada para reducir el impacto de las malezas en los pastizales. Inventario y mapeo son las primeras fases de cualquier programa integrado de manejo de malezas. La segunda fase incluye priorizar los problemas ocasionados por las malezas y elegir y estratégicamente técnicas de control como una unidad particular de manejo de malezas. La tercera fase es adopción de prácticas adecuadas de gestión de pastizal como una parte del programa integrado; el programa IWM debe formar parte en un plan global de gestión de pastizales (Sheley 2010).

El inventario es la primera actividad que toda la gestión integrada de malezas desarrolla; identificando malezas, para conducir un inventario requiere una habilidad técnica considerable y puede consumir mucho tiempo, pero son necesarios. La meta es determinar y registrar las especies de malezas presentes, en el área infestada, la densidad de la infestación, pastizales bajo amenaza de invasión, tipos de suelo y otros sitios de pastizales, factores pertinentes para el manejo exitoso de las malezas en pastizales infestados (Sheley 2010).

Los inventarios pueden ser conducidos por encuestas de campo, fotografía aérea y uso de sistemas de información geográfico. La información de un inventario debe ser incorporada, en un mapa que muestra la ubicación, el tipo y el tamaño de infestaciones de malezas, el mapeo preciso es importante para desarrollar un plan de uso de la tierra y evaluar el éxito de un programa de manejo de malezas (Sheley 2010).

El mapeo consiste en trasladar sistemáticamente la información proveniente de los inventarios de pastizales a un mapa, como información de la composición florística, cobertura vegetal, características topográficas, edáficas, climáticas, recursos y patrones hídricos. La principal razón para mapear pastizales es estratificarlos en tipos similares para facilitar la colección de datos y hacer posible la interpretación de la información obtenida (Flores 2000).

En la actualidad existen varios sistemas ecológicos de clasificación y mapeo de pastizales, la mayoría buscan comprender el potencial biológico y físico inherente de la tierra en

términos de su capacidad de producir bienes y servicios, así como en su respuesta a prácticas de manejo o regímenes de perturbación. Muchos de los sistemas de clasificación son parte de una jerarquía anidada que aborda las relaciones del ecosistema en múltiples escalas espaciales, proporcionando información importante para entender los procesos del ecosistema y sus influencias sobre los patrones de crecimiento de la vegetación (Caudle *et al.* 2013).

El mapeo de pastizales podría ser realizado en base a dos enfoques; el primero basado en sitios ecológicos, los cuales representan una división conceptual del paisaje en base a características específicas de suelo, relieve, geología y clima, determinantes en su capacidad para producir diferentes tipos de vegetación de diferentes productividades y en su capacidad para responder de manera similar a prácticas de manejo y perturbaciones naturales (Caudle *et al.* 2013). El segundo enfoque de mapeo se basa en potreros, los cuales constituyen la unidad básica para el manejo de pastizales y animales, y son las unidades en las cuales se lleva a cabo la aplicación de estrategias de manejo y mejora de pastizales (Bureau of Land Management, 2018, Ruyle *et al.* 1995).

2.3.3. Implementación de Programa de Gestión de Plantas Invasoras

Como todo programa de trabajo se debe organizar a partir de la fase de diagnóstico para identificar las causas de la invasión, y la toma de decisiones en la implementación del programa que se estudia a continuación.

Diagnóstico de la Invasión

La identificación de los factores causales subyacentes responsables de la invasión, deben ser estudiados con énfasis en el manejo de los sistemas invadidos (Hobbs y Humphries 1995). Esto contribuiría a un enfoque apropiado para el manejo de plantas invasivas y al desarrollo de una comprensión ecológica más amplia de los mecanismos y procesos que contribuyen al éxito de las plantas invasoras y desarrollar estrategias de manejo que promuevan sistemas funcionales, provisión de servicios ecosistémicos y resiliencia a la reinvasión (Hulme 2006, Seastedt *et al.* 2008, Sheley y Krueger-Mangold 2003). En algunos casos, esto puede requerir un compromiso que sea logísticamente práctico y rentable.

En consecuencia, se combinó una visión más amplia del manejo de plantas invasivas, y estas a su vez se combinó con otros aspectos de la función del ecosistema. Un programa de gestión de plantas invasoras, surge como una estrategia integrada orientada a la gestión de malezas dentro del ecosistema y no como el control de una especie de maleza en particular. El manejo integrado de malezas evolucionó desde el concepto de manejo integrado de plagas en cultivos agrícolas. El manejo integrado de plagas fue desarrollado por entomólogos a fines de la década de 1950 en respuesta a problemas creados por el uso excesivo de insecticidas (Thill *et al.* 1991).

Adopción de prácticas adecuadas de gestión de los pastizales, conjuntamente con el manejo integrado de malezas, determina la longevidad del control de malezas, el pastoreo adecuado del ganado es esencial para mantener plantas deseables competitivas, que ayudarán a prevenir re-invasión de malezas. Después de que se completen las medidas de control, se debe desarrollar un plan de pastoreo para cualquier método de manejo; el plan debe incluir el uso de acuerdo a la temporada. Utilización con tasas moderadas del pastizal para lograr buen almacenamiento de pasto y promover la acumulación de mantillo. La caída de mantillo es necesaria para un ciclo adecuado de nutrientes en el suelo, que es central para mantener una comunidad de plantas saludables. (Sheley 2010)

Monitoreo y evaluación son las claves para determinar cuándo hay maleza y / o sobre pastoreo. El monitoreo de pastizales y las evaluaciones anuales deben llevarse a cabo para la adecuada gestión en los planes existentes; monitoreamos para determinar qué está pasando en el pastizal en el tiempo. Los planes de manejo deben ser cambiados de acuerdo a los resultados del monitoreo. Vigilancia Implica hacer observaciones, recopilar datos y guardar registros del pastizal, referidos a la condición y tendencia. El monitoreo debe estar diseñado para detectar cambios en malezas y plantas deseables, agentes de control biológico y condiciones de la superficie del suelo, incluida la acumulación de mantillo, suelo expuesto, erosión y compactación del suelo. Las prácticas de manejo (por ejemplo, patrones de pastoreo) y los factores que afectan la condición y la tendencia también deben ser monitoreadas. Los datos del monitoreo de este año deben compararse con los de años anteriores, y los programas de manejo de malezas y pastoreo deben ajustarse de acuerdo con los objetivos de manejo predeterminados (Sheley 2010).

Los sistemas de soporte de decisiones

La gestión invasiva de la planta es compleja, por lo que toda la información aplicable debe ser sintetizada y presentada de manera que sea útil para los administradores. Los sistemas de apoyo a la decisión ofrecen un enfoque para mejorar la toma de decisiones cuando se trata de interacciones complejas (Stuth y Smith 1993). La retrogresión conduce a una condición de estado estable de baja productividad. La aplicación secuencial de tecnologías complementarias y posiblemente sinérgicas acelera el progreso hacia pastizales de mayor calidad (Masters y Nissen 1998).

Los sistemas expertos, una forma de sistemas de apoyo a la decisión, pueden mejorar la toma de decisiones utilizando el conocimiento y la experiencia de expertos para proporcionar a los usuarios un medio para evaluar resultados de gestión alternativos basados en información específica sobre la situación (Barrett y Jones 1989). Estos modelos (Figura 6), podrían ser de gran beneficio en el desarrollo de sistemas de soporte de decisiones para programas de manejo invasivo de plantas.

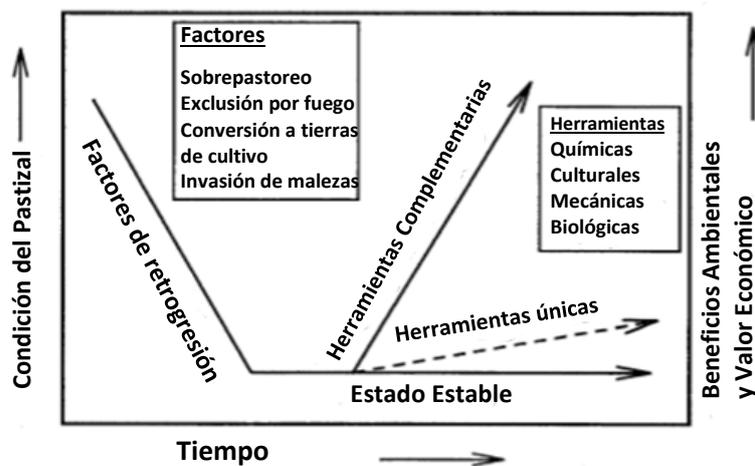


Figura 6: Modelo general de sucesión, factores y herramientas para revertir la degradación del pastizal.

Fuente: Masters y Nissen (1998).

Muchos sistemas de apoyo a decisiones usan enfoques heurísticos ("regla general") para resolver problemas que combinan datos duros con procedimientos semiestructurados y experiencia para proporcionar la información requerida para definir un problema y posibles soluciones (Scifres 1987, Stuth y Smith 1993). El concepto de sistema integrado de gestión de cepillos desarrollado por Scifres *et al.* (1983) proporciona un sistema para evaluar la gestión integrada con múltiples objetivos y componentes.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

La investigación se desarrolló en tres áreas; campo de Casa Laguna y Cashagoto de la Cooperativa Comunal de Yurajhuanca distrito de Tinyahuarco y campo Poglocancha de la Comunidad Campesina de Huayllay, ambos en la Provincia y Región de Pasco; a una altitud de 4252 y 4392 msnm., y campo Yantapaclana de la Comunidad Campesina de Marcapomacocha a una altitud de 4490 msnm, del distrito de Marcapomacocha, ubicada en la región de Junín. La zona de vida clasificado según Holdridge 1987, como páramo muy húmedo - Sub-alpino Tropical (pmH-SaT) y tundra pluvial-alpino tropical (tp-At), respectivamente, y según la descripción de los Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro pertenece a la clasificación Pajonal Alto andino Húmedo (Flores y Ñaupari 2011). El Clima de la zona es fría y seca, con una temperatura media anual máxima de 14.9°C, y una media anual mínima de -5.2°C. Humedad relativa del ambiente promedio de 66.1%, y promedio de precipitación total de 1371.9 mm (Cruz 2008), constituyen un ecosistema frágil, que se repone muy lentamente del estrés ambiental.

El paisaje de los campos en estudio, en general según el código descriptivo de las unidades de estudio, presentan una posición topográfica de ladera convexa, paisaje circundante colinado, pendiente moderadamente empinada entre 15 y 30%, pedregosidad superficial de 3 a 15%, afloramiento rocoso menor al 2%, con una textura franco limosa, estructura granular, profundidad de suelo superficial (25-50 cm). Según análisis de suelos (Anexo 3), tienen en promedio pH de 6.73, una conductividad eléctrica de 0.45 dS/m, % CaCO₃ 1.20, materia orgánica 2.4%, contenido fósforo 3.8 ppm, de potasio 24 ppm, de textura franco arcillosa (FrAr), CIC de 24.32, Suma de cationes 23.17 y suma de bases de 23.17 y saturación de bases de 95%. (Laboratorio de Análisis de Suelos y Aguas UNALM 2019). La fuente de agua cercana, lo constituye la laguna Punrun, en Pasco y la laguna Marcapomacocha; siendo su principal proveedor hídrico la temporada de lluvias, que recargan acuíferos de los ojos de aguas temporales y permanentes,

La vegetación es un pajonal en distintos niveles de pastoreo; cuya composición florística está comprendida por 63 especies, que están agrupadas en 16 familias que se detalla, Poaceae 28.57%, Asteraceae 25.4%, Plantaginaceae 6.35%, Fabaceae 6.35%, Rosaceae 6.35%. Las plantas indeseables para ovinos representan el 37.8%, de las cuales el A.

floccosa representa el 50.23% y el *A. pulvinata* el 16.9%, evidencia de campos con alto nivel de invasión de indeseables.

3.2. ENSAYO 1: DINÁMICA DE LA INVASIÓN

Para estudiar la dinámica de la invasión, se seleccionaron tres áreas de pastizal, ubicados en las comunidades de Yurayhuanca, Huayllay y Marcapomacocha, de aproximadamente una hectárea, de similar comunidad vegetativa, con diferente cobertura de *A. floccosa*, no invadido (0-15%), medianamente (30-40%) y altamente invadida (70-80%) con sus respectivas réplicas. En cada una de estas áreas, utilizando transectas cinta de 01 x 50 m, de una longitud aproximada de 100 metros, se determinó la composición florística, la condición del pastizal, la producción de biomasa y forraje. La composición florística se obtuvo a partir de la cobertura basal de especies perennes fue expresada en términos de la presencia relativa de grupos funcionales, gramíneas y pseudogramíneas, hierbas, arbustivas y cactáceas. Esta información permitió establecer la relación entre el grado de degradación por invasión de *A. floccosa* y la presencia de especies deseables y no deseables para el ganado (Grant *et al.* 2004).

Para estimar la condición de pastizal se utilizaron transectas lineales de 100 metros cada una, a lo largo de cual, con el anillo de Parker de una pulgada de diámetro, se estimó el porcentaje de cobertura basal, de mantillo, suelo desnudo, pavimento de erosión y frecuencia de especies vegetales, cuales junto con el vigor sirvieron para establecer, como variaban estos indicadores con el estado de degradación del pastizal y calcular el estado de salud del pastizal según la siguiente fórmula (Florez y Malpartida 1987):

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

Dónde:

D = Especies deseables

IF = Índice Forrajero (Especies deseables + especies poco deseables,

CV = Cobertura Vegetal (Suelo cubierto por vegetación y/o hojarasca,)

V = Vigor o altura de la planta clave,

La biomasa de forraje, fue estimada utilizando transectos cinta de 01 x 50 m., a lo largo de las cuales se colocaron cuadrantes de 0.5 m², cada 10 metros. En cada cuadrante se

cortó la vegetación al ras y se pesó en campo, para obtener así la cantidad de biomasa verde en gramos por metro cuadrado y por hectárea. En total se estudiaron 10 transeptos por sitio, y dentro de cada transepto 5 cuadrantes (Grant *et al.* 2004). Muestras de material verde se separó manualmente según la deseabilidad de las especies forrajeras; asimismo se separó las gramíneas, pseudogramíneas, herbáceas, arbustivas y cactáceas; para determinar la biomasa forrajera, se juntó las especies de plantas deseables y poco deseables según grupo funcional, se llevaron a estufa, a una temperatura de 65°C por 48 horas, para determinar el peso seco en gramos y expresar en Kg MS/ha (ASRM 1962), valor que luego se utilizó para estimar la proporción de la biomasa que era forraje y maleza.

Una vez calculada la cantidad de forraje disponible (kg MS/ha), y tomando en cuenta los grados de invasión de *A. floccosa* en porcentaje se construyó una ecuación de regresión a fin de modelar como variaba el rendimiento en relación al grado de invasión, a través de un modelo de regresión de la forma exponencial, utilizando para ello el programa Excel 2013. Este modelo estaba constituido por tres componentes, la primera es una constante μ , que es la media de la población y ; el segundo componente se debe a la regresión sobre x ; es decir, representa una parte de y que depende del valor de su x correspondiente; el tercer componente es ε , es el error que se distribuye normalmente con media cero y varianza σ^2 (Chung 1977).

Donde la expresión algebraica explícita será aquella en la que la función de ajuste seguirá el modelo exponencial:

$$y = a.b^x$$

La regresión exponencial, aunque no es lineal es linealizable tomando logaritmos ya que haciendo el cambio de variable $v = \log y$, tendremos que la función anterior nos generaría:

$$v = \log y = \log (a.bx) = \log a + x \log b$$

La solución vendría de resolver la regresión lineal entre v y x , y una vez obtenida supuesta ésta:

$$v^* = A + B x; \text{ Donde la solución final será:}$$

$$a = \text{antilog } A \text{ y } b = \text{antilog } B.$$

3.3. ENSAYO 2: MÉTODOS DE CONTROL

Este trabajo se desarrolló en campo Casa laguna de la Cooperativa Comunal de Yurajhuanca; para la evaluación de los métodos de control, se ubicó una ladera con un nivel mayor a 70% de invasión del *A. floccosa*; se construyó un excluidor en un área de 7500 m², con cercas de malla de alambre y postes; inicialmente se seleccionaron dos sectores, ladera baja y ladera media, dentro de cada uno de ellas, se ubicaron horizontalmente 4 parcelas de 30 x 30 m, identificando dentro de ellas el número de matas de *A. floccosa*, como unidades experimentales, considerando la distancia de dos metros entre parcelas, para reducir el efecto de borde; a cada sector se le asignó aleatoriamente un tratamiento, correspondiendo al T1 como tratamiento testigo, T2 el tratamiento fuego, T3 tratamiento químico y T4 el tratamiento integrado fuego más químico.

Al testigo no se efectuó ningún tratamiento, solo se identificó a las matas de *A. floccosa*, y se efectuó las mediciones a cada una de ellas. Al tratamiento con fuego, utilizando un lanzallamas y antorchas, se procedió a la quema de los apéndices pilosos y las porciones de la planta que puedan ser combustible en el momento, con un tiempo de exposición al fuego por planta entre 3 a 5 minutos cada uno dependiendo del tamaño de la mata. El tratamiento con químico, se utilizó Picloran + 4D, (Tordon), en una concentración de 2000 ml /ha., Aplicado con una bomba de mochila manual, buscando un mayor cubrimiento de la planta con la solución del herbicida sistémico. El tratamiento integrado, comprendió justamente integrar el tratamiento fuego más el tratamiento químico; consistió inicialmente en utilizar el fuego para quemar todos los apéndices pilosos blancos de la planta, utilizando un lanzallamas manual, exponiendo al fuego por un espacio entre 3 a 5 minutos por mata, buscando una mayor exposición de la cutícula de la planta; posteriormente se procedió a la aplicación de la solución química de Tordon, en una dosis de 2 L/ha, utilizando una bomba de mochila manual, buscando el cubrimiento de la planta con la solución.

La unidad experimental constituyó la mata de la planta de *A. floccosa*; en la cual se evaluó la mortalidad por planta, que constituye la variable respuesta; para su determinación se midió el tamaño de mata de la planta, se tomó el lado mayor y el lado menor de la mata de planta, para hallar el área de la mata antes del experimento en los meses de octubre y noviembre, inicio de lluvias; y luego la segunda medición se realizó a los cinco y seis meses después, en los meses de abril y mayo, final de lluvias. La Mortalidad se determinó

por diferencia de superficie cubierta por la planta, expresado en el porcentaje de mortalidad de la mata de la planta.

La segunda variable evaluada fue la biomasa aérea, la cual se determinó al final del experimento en los meses de abril y mayo, calculada a partir del método del metro cuadrado, con cortes en cuadrantes de 0.5 m² (Cayley and Bird 1996); se realizó dos cortes por tratamiento, que comprendieron un total de 16 cortes en total; la materia verde se pesó y luego secados en estufa a 60°C por 48 horas para obtener la materia seca, que se expresó en Kg MS/ha. La tercera variable evaluada fue la cobertura basal; que fue determinada, utilizando los cuadrantes antes del corte, se determinó visualmente la cobertura basal de la vegetación y el mantillo, dentro del cuadrante de 0.5 m² y se expresó porcentualmente.

La tercera variable fue medir la cobertura de suelo, la misma que se midió en paralelo a la medición de biomasa, siguiendo el método del metro cuadrado, se procedió a determinar el área cubierta de vegetación registrando el porcentaje de cobertura de suelo por vegetación, mantillo y suelo desnudo, esta variable permite realizar los respectivos ajustes de biomasa y determinar la producción forrajera, que determina el índice forrajero para el cálculo de la capacidad de carga (Barbour *et al.* 1998).

El diseño experimental utilizado para medir la mortalidad de la mata de la planta de *A. floccosa* por efecto de los métodos de control, fue un diseño completamente al azar con arreglo factorial 2 x 4, siendo el primer factor la pendiente en dos niveles (ladera alta y ladera baja), mientras el segundo factor fueron los cuatros métodos de control de *A. floccosa* (testigo, quema, químico e integrado); donde la unidad experimental es la mata de la planta y la variable respuesta es el porcentaje de mortalidad de la mata de *A. floccosa*. Para la comparación de medias se utilizó la prueba de significación de Duncan ($\alpha=0.05$).

Las pruebas estadísticas fueron procesadas utilizando el software SAS 8.0 donde el modelo lineal reducido es expresado por:

$$Y_{ij} = \mu + T_i + e_{ij}$$

Donde:

Y_{ijk} = Mortalidad de *A. floccosa*;

μ = La media general

T_i = Tratamiento 4 x 2

e_{ij} = Error experimental.

El modelo lineal expandido es:

$$Y_{ijk} = \mu + C_i + P_j + S \times P_{ij} + e_{ijk}$$

Donde:

Y_{ijk} = Mortalidad de *A. floccosa*;

μ = La media general

C_i = Efecto del *i*-ésimo tratamiento de control

P_j = Efecto de la *j*-ésima ladera;

$S \times P_{ij}$ = Efecto de la interacción

e_{ijk} = Error experimental.

3.4. ENSAYO 3: EVALUACIÓN ECONÓMICA

Los tres tratamientos (quema, control químico y control integrado) y el testigo en estudio, fueron evaluados en términos de valor presente neto, periodo de recuperación del capital y tasa interna de retorno, utilizando una tasa de interés o actualización del 11%, empleando para ello, la tasa referencial establecida por el Ministerio de Economía para proyectos sociales con fondos públicos en un horizonte de 20 años, siguiendo la metodología de Workman and Scott (1993).

El ingreso neto fue calculado a partir de la diferencia entre los ingresos brutos y los costos de operación. El ingreso bruto fue el producto valor de la saca de carne, lana y estiércol por unidad ovino. Los costos de operación todos aquellos necesarios para el mantenimiento de la unidad ovina, infraestructura, mejoras y administración (Anexo 11).

El valor de la inversión fue la suma de la tierra, animales, equipos, mejoras (cercos y abrevaderos) e infraestructura, más el costo del tratamiento de control, expresada en soles por hectárea. El flujo neto efectivo generado por el proyecto en un horizonte de 20 años fue utilizado para estimar los indicadores económicos de rentabilidad de cada uno de los tratamientos de control y testigo.

Estos cálculos permitieron evaluar como variaban, incrementalmente los ingresos a medida que la carga estimada aumentaba debido a incrementos en la producción de forraje, como resultado del reemplazo de cobertura de *A. floccosa*, por especies forrajeras, según función de regresión, $y = \text{kg MS/ha}$ vs $x = \% \text{ invasión de } A. \text{ floccosa}$; generada durante el ensayo de dinámica de la invasión.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. DINÁMICA DE LA INVASIÓN

El proceso de invasión de plantas indeseables en campos degradados, es resultado del desplazamiento o eliminación de especies deseables y poco deseables, como efecto de la alta presión de pastoreo y la selectividad del ganado; consecuentemente; las plantas indeseables libres de la presión de pastoreo y de la competencia de las especies deseables y poco deseables, colonizan e invaden los campos, reduciendo su valor económico y ecológico de la pradera natural. Por otro lado, se tiene las estrategias antihervívoros que poseen las plantas indeseables, que pueden ser físicas, como las espinas de las cactáceas de *Austrocylindropuntia floccosa* (Salm-Dyck) Ritter 1981. (*A. floccosa*) y químicas, como el alto contenido de selenio en el *Astragalus*, que ocasionan daños físicos y trastornos fisiológicos en los animales que lo consumen.

4.1.1. Estructura de la vegetación

Los tres campos estudiados muestran que, las gramíneas representan el 31.2%, las cactáceas, compuesta en su mayoría por *A. floccosa* con 29.8%, las herbáceas el 25.7%, las arbustiva representan el 7.2% y las pseudogramíneas el 6.2%, y su relación con la cobertura aérea de los invasores (Figura 7). Al estudio de la estructura de la vegetación se muestra que campos sin invasión (SI) está compuesta por 44.5% de gramíneas, 36% de herbáceas, 9.5% de pseudogramíneas, 2.8% de arbustivas; mientras los campos medianamente invadidos (MI) está compuesta por 31.3% de herbáceas, 26.5% de gramíneas, 12.3% de cactáceas, 8.5% de arbustivas y 6% de pseudogramíneas; por otro lado los campos fuertemente invadidos (FI), está compuesta por 67.5% de cactáceas, 12.5% de gramíneas, 8% de arbustivas, 1.5% de herbáceas y 1% de pseudogramíneas.

Al discutir el valor ecológico de los campos; los resultados de los campos SI, se demuestra una mayor presencia de gramíneas, seguidas de herbáceas, pseudogramíneas, arbustivas, sin presencia de cactáceas, son campos con mayor valor económico porque muestran un índice forrajero del 80 mientras que los campos MI, demuestra una mayor presencia de herbáceas, seguida las gramíneas, las cactáceas, las arbustivas y finalmente las pseudogramíneas, cuyo valor económico representado por el índice forrajero es de 46.75 y finalmente los campos FI, demuestran una mayor presencia de cactáceas, seguida

de las gramíneas, las arbustivas, las herbáceas y las pseudogramíneas, cuyo valor económico representado por el índice forrajero es de 13, indicador considerado bajo.

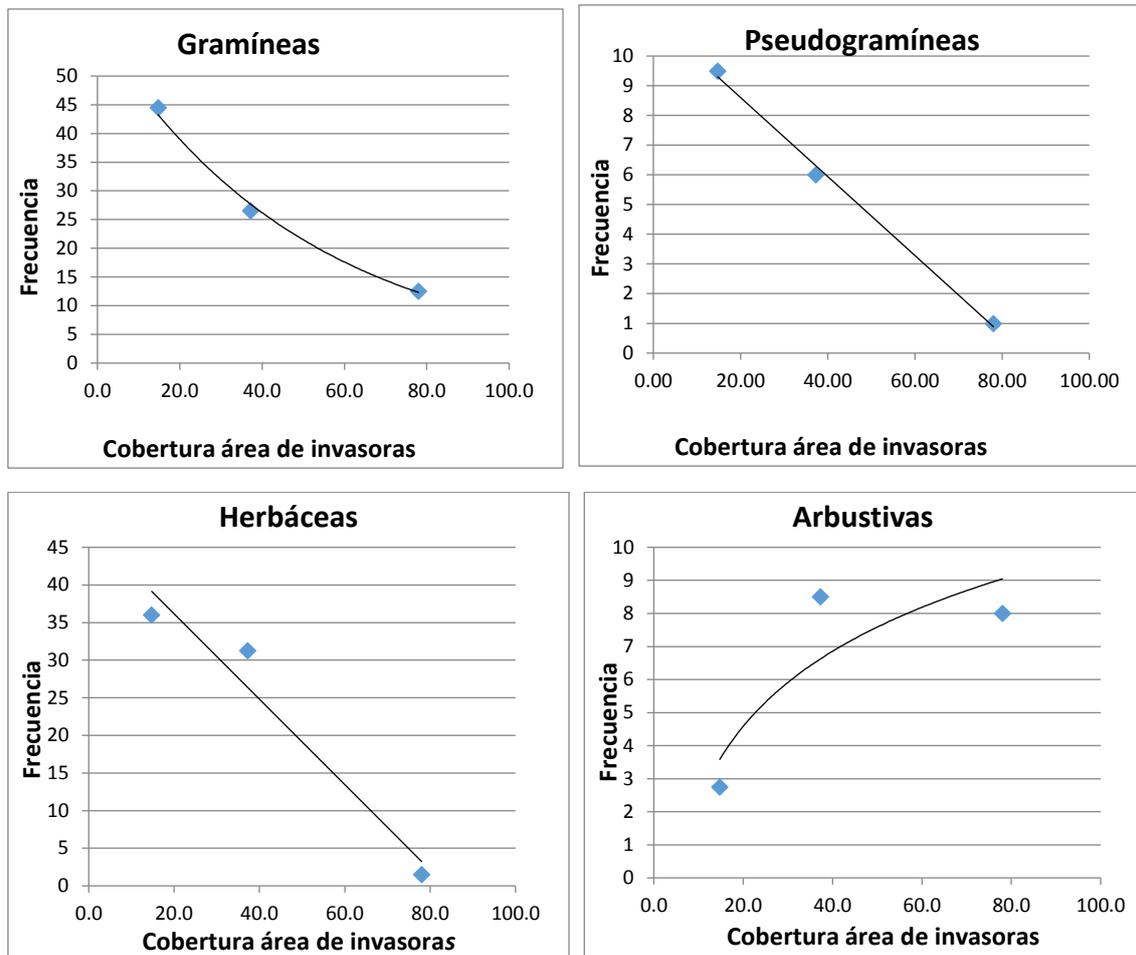


Figura 7: Estructura de la vegetación según los cobertura aerea de invasoras

En general se concluye que en campos SI predominan las plantas deseables, y una presencia intermedia de especies deseables en campos MI y una menor presencia de especies deseables en campos FI. Asimismo, de los resultados se resalta que en campos FI, se observa una presencia mayoritaria de cactáceas como el *A. floccosa*, que reduce el área para el crecimiento de plantas deseables y poco deseables para ovinos. Además estos campos FI, muestran mayor presencia de arbustivas, otro indicador que reduce el valor forrajero del pastizal; en consecuencia las cactáceas y las arbustivas, constituyen indicadores de pérdida de valor forrajero para ovinos en el pastizal, y suelen ser indicadores de degradación de los campos de pastoreo en la zona de estudio; coincidiendo con la (Invasive Plants and Animals Committee 2016), que indican que las invasiones por *Opuntioideas* se han llegado a describir como “malezas de importancia nacional”, en alusión a la falta de conciencia sobre el riesgo que suponen estas invasiones, que sumado

al incremento de áreas de suelo desnudo con alta compactación, reduce el valor ecológico de los campos de pastoreo.

En los campos MI, se encontró qué; las herbáceas muestran una mayor presencia; estas plantas son indicadores de transición negativa en pastizales, que muestran indicadores de pérdida de valor forrajero de los campos, porque son especies que crecen paralelas al suelos y en general son poco deseables para ovinos, por su difícil aprehensión durante el pastoreo, por su tallo corto y hojas con alto contenido de fibra que reduce su consumo; que sin embargo pueden significar un valor de protección ante la erosión de suelos, manteniendo la humedad y reduciendo la compactación; que en general mostraría mayor valor de resiliencia de estos campos, para implementar estrategias de manejo de pastizales.

Según (Anthony 1954), las cactáceas se adaptan mejor a las difíciles condiciones climáticas y forman una cobertura lo suficientemente sólida como para desplazar a las especies deseables, reduciendo las grandes áreas de pastos nativos de valor forrajero; sobre todo cuando, por cualquier cambio en el equilibrio del medio ambiente por factores como el pastoreo excesivo o la sequía severa, la vegetación de suelos desérticos invade rápidamente los pastizales. Cualquier ruptura en la cubierta de hierba sólida que reduzca la presión competitiva pronto será seguida por una invasión exitosa de *Opuntiae* y otros arbustos leñosos. El establecimiento de estos se ve especialmente favorecido durante los años de sequía y la *Opuntiae*, con su reproducción vegetativa efectiva sin pasar por la etapa de plántula más larga y vulnerable, puede alcanzar rápidamente proporciones de plaga. Por lo tanto, estos cactáceas pueden usarse como indicadores de uso de pastizales, ya que un área de pastizales que habitualmente se muestran dispersas las plantas de *Opuntiae*, sorprendentemente por malas prácticas de pastoreo pueden convertirse entre los primeros invasores en pastizales perturbados, que se consolidan en pocos años mediante la fragmentación de las ramas y los hijuelos.

Asimismo, en un estudio de la economía del cambio climático en la ganadería del Perú (Flores *et al.* 2014) señalan, una significativa reducción en la extensión de tierras de pastoreo, que está conformada por pajonales, bofedales y arbustales, y que en 2010 representó el 77,6% de la extensión total de la puna, y que se iría reduciéndose hasta quedar en aproximadamente un 50% para fines de siglo. En el caso de los pajonales, estos reducirían su extensión, pasando de 15,4 a 4,6 millones de hectáreas, mientras que los

bofedales pasarían de 0,5 a 0,2 millones de hectáreas. A su vez, los arbustales incrementarían sustancialmente su extensión a lo largo del tiempo, aumentando de 2,8 a 7,1 millones hectáreas; asimismo hacen notar que la reducción en la extensión de los pajonales, junto con la menor productividad relativa de la vegetación arbustiva y la expansión de la agricultura, reduciría la capacidad de carga y el aporte relativo de la ganadería al PBI, que dificultaría el desarrollo de la ganadería. En consecuencia, implementar estrategias de control de especies indeseables herbáceas o arbustivas, favorecerían en alguna medida la presencia de especies herbáceas deseables.

4.1.2. Cobertura y erosión de suelo

Al estudiar la dinámica de la invasión de los pastizales a partir de la cobertura basal de la vegetación, cobertura basal de mantillo, suelo desnudo y pavimento de erosión y su relación a la cobertura aérea de las invasoras (Figura 8).

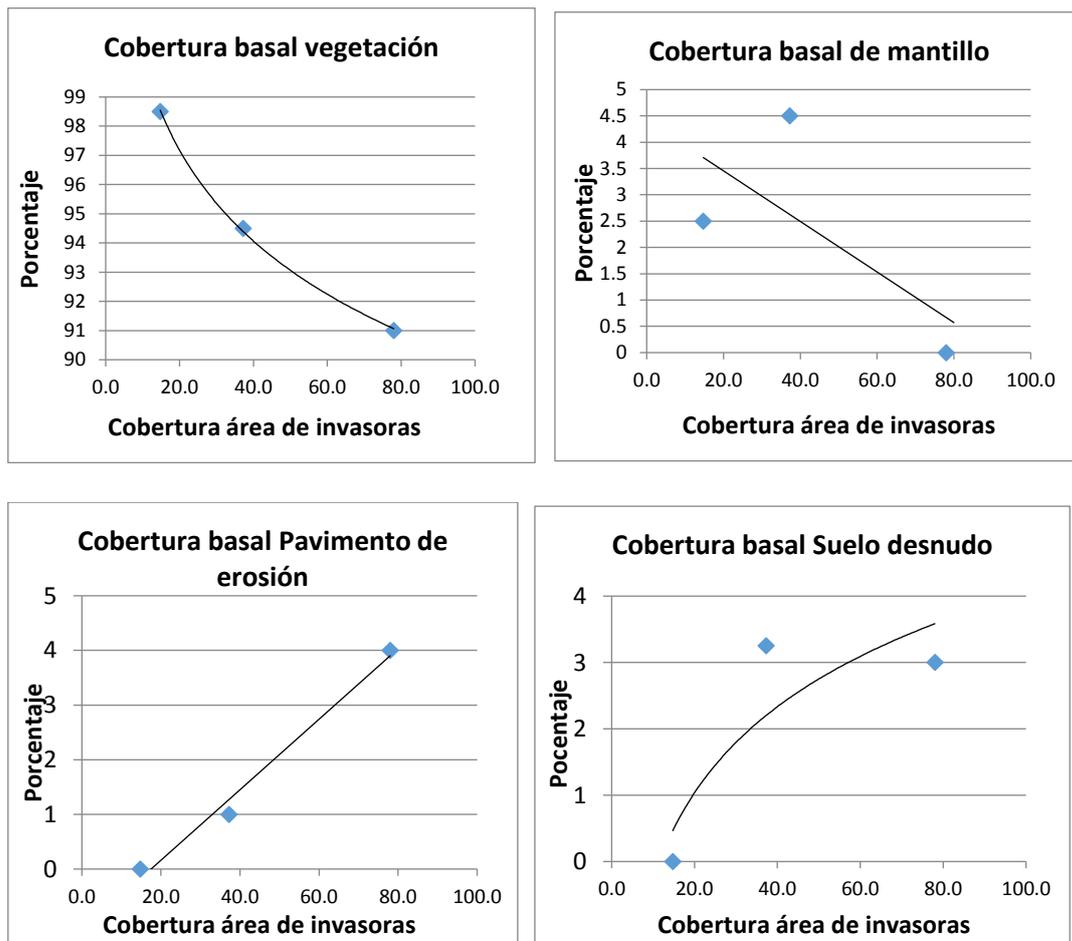


Figura 8: Cobertura vegetal y erosión según los porcentajes de cobertura de invasoras

Los resultados nos indican que la cobertura basal de la vegetación y cobertura de mantillo, muestra una tendencia negativa, en relación a la cobertura aérea de las invasoras, que demuestra que, a mayor cobertura aérea de invasoras, la cobertura basal de plantas y de mantillo disminuye; por otro lado; se muestra que el suelo desnudo y el pavimento de erosión tiene una tendencia positiva, es decir que, a mayor cobertura de invasoras, mayor será el suelo desnudo y el pavimento de erosión. La cobertura y erosión son indicadores de degradación de suelos en campos sobrepastoreados.

Por nuestra topografía agreste con drenaje intermitente, los torrentes de agua que descienden por las quebradas después de una fuerte tormenta, incrementa el área de suelo desnudo y pavimento de erosión por lavado de suelos, a menudo arrastran fragmentos de *A. floccosa*, río abajo donde se alojan entre las rocas o en la maraña de vegetación y pronto echan raíces, iniciando procesos de colonización, similar a lo reportado por (Anthony 1954), que indica que las pendientes escarpadas y los llanos de arena gruesa proporcionan un terreno ideal para una flora de cactus rica y diversificada, ya que las Cactáceas están bien adaptadas, por su succulencia, a situaciones climáticas áridas y edáficas, en particular, las *Opuntiae*, la más primitiva de los cactus, que tiene la mayor plasticidad en respuesta a los cambios en las fluctuaciones ambientales bruscas, constituyendo uno de las principales plantas que colonizan los espacios dejadas por especies deseables y poco deseables, sobre todo cuando los suelos son muy drenados, y compactados, lo que sugiere que un mal drenaje puede ser una limitante para la presencia de las Cactáceas; consecuentemente se podría señalar a las cactáceas como especies indicadoras del deterioro en el manejo de los pastizales de la sierra.

Tafur (2018) evaluando dos métodos de estudio de pastizales, para siete ecosistemas de pastizal de puna, encuentra que la cobertura vegetal alcanza valores promedios entre 87.8 % y 88.48 %; mientras que el suelo desnudo alcanza valores de 5.82% y 6.35%; asimismo Zarria (2015) estudiando 72 sitios de pastizal en tres modelos de organizaciones ganaderas comunales de la sierra central, reporta una cobertura vegetal promedio de 94.8% y suelo desnudo promedio de 2.5%; valores similares a los hallados por el presente estudio, donde campos SI, corresponde 98.5 % Cobertura Vegetal, sin suelo desnudo, para campos MI 94.5% Cobertura Vegetal y 3.5% de suelo desnudo y campos FI se hallaron 91.0% Cobertura Vegetal y 3.0% de suelo desnudo.

4.1.3. Condición ecológica de pastizal

Los campos estudiados en relación a la condición ecológica, a partir de la biomasa, índice forrajero, condición y plantas deseables para ovinos (Figura 9); indica que campos SI, se tiene hasta 2471.75 Kg MS/ha, campos MI 1040.25 Kg MS/ ha, y FI invadidos se obtuvo 166.92 Kg MS/ha; se confirma que los campos altamente invadidos pueden reducir la biomasa forrajera hasta en 93.2%.

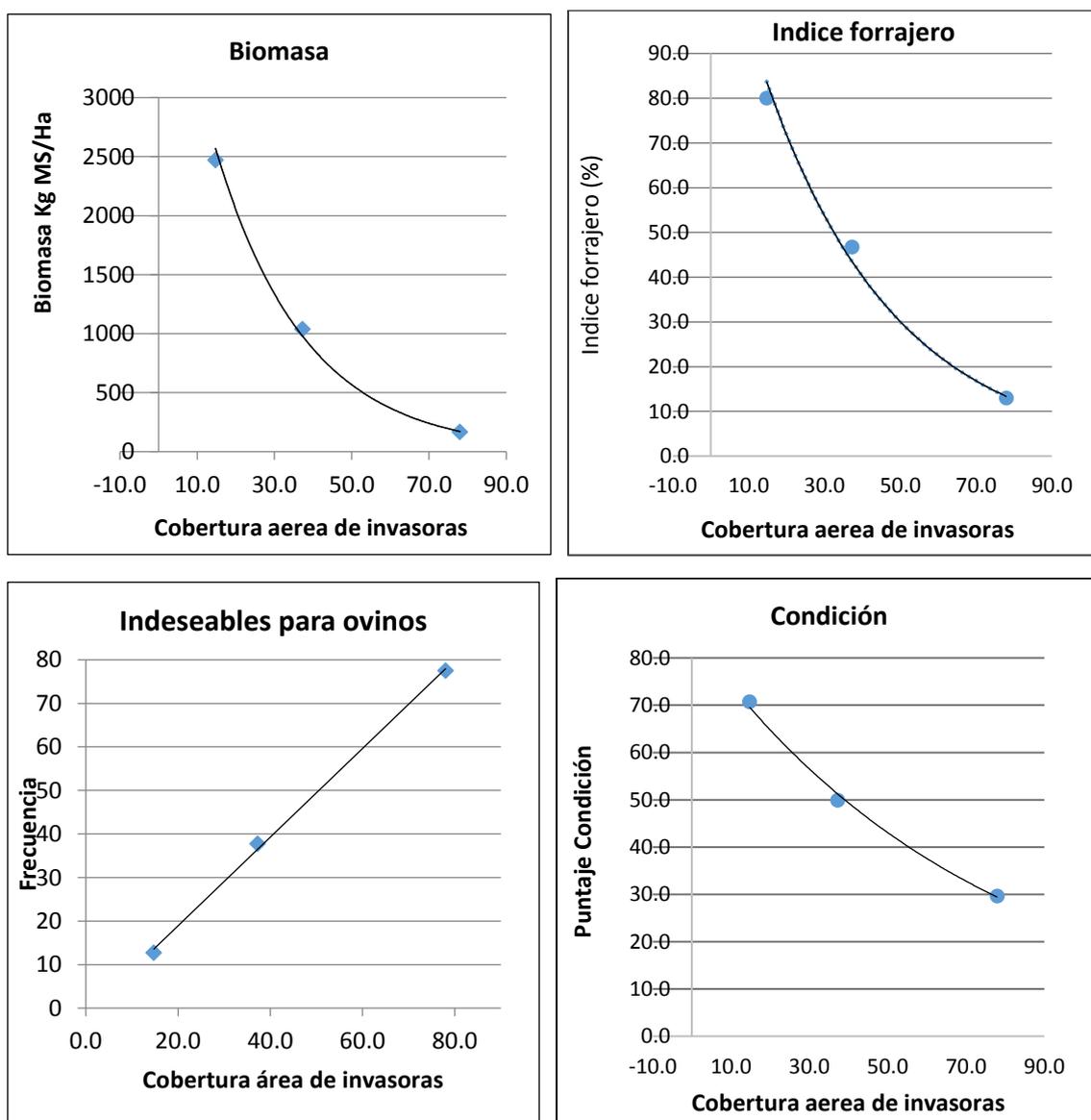


Figura 9: Biomasa, índice forrajero, invasoras, puntaje

Asimismo, el presente estudio indica que el puntaje de la condición para ovinos de los campos estudiados según nivel de invasión; para campos SI el puntaje hallado es de 70.7, que corresponde a condición buena, campos MI con un puntaje de 49.94, que corresponde a condición regular y FI con un puntaje de 29.69 que corresponde a condición pobre. Por

lo que podemos establecer que a mayor cobertura de especies invasoras, se reduce la producción de biomasa, el índice forrajero y la condición del pastizal para ovinos; mientras por otro lado, a mayor cobertura aérea de invasoras, se incrementa la frecuencia de especies indeseables (Figura 9).

Estas diferencias en la biomasa y el índice forrajero en los campos estudiados, es influenciado por el incremento en el porcentaje de cobertura aérea de especies invasoras, que se ve reflejado en los altos valores de R^2 hallados, probablemente se deba al efecto del incremento de arbustivas y de plantas indeseables, entre las que predomina el *A. floccosa*, como lo señala Alegría (2013), que indica que *Opuntia* fue la única que superó el nivel crítico, es decir más del 60% debiendo indicarse que esta planta invade las zonas de pastoreo reduciendo el área de éstas y afectando la cobertura vegetal de especies deseables y poco deseables.

En consecuencia, podemos señalar que los campos FI, disminuyen la capacidad del ecosistema de pastizal de brindar bienes y servicios ecosistémicos, reduciendo la sostenibilidad del sistema productivo Huerta (2002); por consiguiente, al implementar una estrategia de manejo y mejora de pastizales en la sierra central, se justifica el control de plantas indeseables (Flores 2000).

Existen muchos estudios realizados en pastizales de la sierra peruana, vinculados a su importancia en la alimentación de la ganadería Zarria (2015) y Alegria (2013), asimismo su efecto en las mejoras de los mismos Tácuna (2016), de mismo modo su relación con la fauna silvestre Terrel (2011); sin embargo existe muy pocos estudios relacionados con los procesos de invasión de plantas indeseables y degradación de campos; sobre todo aquellos campos invadidos con plantas de la familia *Cactaceae*, que interfieren con el manejo y movimiento del ganado (Dameron y Smith 1939), asimismo interfieren con la utilización de forraje por el ganado (Bement 1968, Price *et al.* 1985).

Algunas especies de cactáceas como la *Opuntia polyacantha* Haw, pueden ser preparadas como alimento de emergencia chamuscándolos las espinas y picándolas, que pueden ser suministradas a terneras durante los periodos críticos de falta de pastos (Shoop *et al.* 1977); sin embargo cuando los bovinos los pastorean directamente suelen desarrollar llagas en la boca al comer las espinas, reduciendo su capacidad de consumo de pastos; por otro lado segmentos viejos de bases de cactus desarraigados pueden brotar después de meses de exposición a la desecación, una variedad de animales como ganado, ciervos,

pecaríes, conejos, topos, ardillas terrestres, ratones, pájaros y hormigas actúan como diseminadores al deleitarse con esos cactus con jugosas frutas comestibles, favoreciendo su propagación en los pastizales. (Anthony 1954)

4.2. MÉTODOS DE CONTROL DE *A. FLOCCOSA*

Se estudia el control del *A. floccosa*, planta indeseable invasora en pastizales, a través de dos tratamientos de control (químico y quema), un tratamiento integrado (químico + quema), comparado con el testigo, buscando una alternativa de control de especies invasoras en campos degradados, por efecto de sobre pastoreo, resultados que se reporta a continuación.

4.2.1. Efecto de los tratamientos

Los métodos de control, quema, químico e integrado (Tabla 3), tuvieron un impacto significativo en la mortalidad de *A. floccosa*, en comparación con el testigo (9.8%); los tratamientos queman y químico resultados en el 25.41 y 67.98% respectivamente. Estos valores fueron inferiores a aquellos obtenidos con el control integrado, que resultó de una combinación del control cultural mediante la quema y el químico con Tordon, alcanzando un nivel de mortalidad de *A. floccosa* del 87.67%. Esta mejor respuesta al control integrado podría deberse al efecto que el fuego ejerce en la destrucción de los apéndices pilosos protectores, que permitieron un mayor contacto directo con el herbicida por la cutícula descubierta que determina una mayor absorción vía xilema.

Tabla 3: Mortalidad de *A. floccosa* por tratamiento según ladera

Control	Ladera		Promedio	
	Alta	Baja		
Testigo	9.14	10.46	9.80	a
Quema	10.10	40.71	25.41	ab
Químico	66.20	69.75	67.98	c
Integrado	91.82	83.52	87.67	d
Promedio	44.32	51.11		
	a	b		

La falta de respuesta del testigo se tradujo en bajos índices de mortalidad, los cuales permanecieron constante a lo largo del experimento, revelando que en campos invadidos por *A. floccosa*, no permiten la restauración del estatus ecológico vía sucesión en los

campos del pastizal. En campos FI, por *A. floccosa*, la presencia de especies forrajeras de alto valor es escasa, así como su vigor y capacidad reproductiva, por lo que no estarían en capacidad de desplazar a la *A. floccosa*. Los datos obtenidos en el ensayo de invasión revelan bajos niveles de producción de pastos, y deterioro del suelo, restando a esta capacidad para brindar condiciones adecuadas para el desarrollo y fortalecimiento de la capacidad competitiva de especies de forrajeras.

Las respuestas de los tratamientos químico y quema, fue inferior al control integrado, debido probablemente a las características fisiológicas y morfológicas de las cactáceas, que son diferentes a la mayoría de las especies de plantas herbáceas indeseables y estas diferencias influyen en el comportamiento de los herbicidas; entre ellas el número limitado de estomas, la cutícula de cera gruesa y la alta capacidad de retención de agua del mucílago celular en las cactáceas, que se asocian con los bajos requerimientos de nutrientes para el crecimiento, ligera actividad fotosintética, translocación lenta y bajas tasas de transpiración (Chow *et al.* 1966a). La absorción de herbicidas en cladodios y raíces de las cactáceas y su posterior translocación es muy lenta y limitada en comparación con la observada en plantas herbáceas (Chow *et al.* 1966b).

El mayor efecto de la mortalidad del *A. floccosa*, por el tratamiento integrado de quema más químico; probablemente se deba a que ambos tratamientos coadyuvan su efecto, porque el efecto de la quema se observa en la eliminación de los apéndices pilosos protectores, reducción de la capa serosa de la superficie cuticular, favoreciendo la exposición al herbicida y mejora de la absorción del Picloran, herbicida selectivo para plantas de hoja ancha, usado en el tratamiento químico que se absorbe a través de las raíces, tallos y hojas, se transloca por toda la planta, afectando la síntesis de proteínas y alterando el crecimiento celular, lo que determina la mortalidad de *A. floccosa* (Sheehan and Potter 2017).

Por otro lado, aun cuando en este experimento no se ha evaluado el efecto de aplicación nocturna de herbicida en las cactáceas; la literatura indica que la aplicación nocturna de algunos herbicidas como aerosoles humectantes mató más *Opuntia* (*O. polyacantha* Haw.), que aplicaciones diurnas, quizás porque los estomas estaban abiertos por la noche y cerrados durante el día (Schuster 1971). Las respuestas diferenciales al tratamiento pueden haberse asociado con una mayor penetración de estomas por la mezcla de herbicidas en la noche en comparación con el día, la actividad de intercambio de gases en

la noche puede ser mayor en la primavera que en otras estaciones entre las cactáceas del oeste de Texas. (Schuster 1971). Se presume que estos efectos pueden haber reducido la eficiencia del tratamiento químico en el experimento.

Del mismo, la fecha de aplicación influye en la eficiencia del control de plantas de *Opuntia*, según el estudio llevado a cabo en el oeste de Texas EEUU, las aplicaciones de herbicidas a fines del verano, otoño e invierno podrían matar más *Opuntia*; que las aplicaciones de fines de primavera o principios del verano, porque los fotosintatos se reponen en las raíces, coronas y cladodios maduros durante el verano y el invierno. (Potter *et al.* 1986); coincide con nuestro experimento, al observar el efecto disminuido del herbicida en la mortalidad de *A. floccosa*, porque las aplicaciones lo realizamos al inicio del mes de septiembre que coincide con el inicio de primavera en nuestro hemisferio sur, época de menor efecto del herbicida.

Las dosis del herbicida durante la aplicación del control químico, es otro factor que influye en la efectividad en el control de las cactáceas; en el presente estudio la dosis de aplicación del Picloram + 2,4-D fue de 0.3 kg/ha., que equivale a dosis de dos litros por hectárea, aplicado durante el día utilizando un pulverizador manual, fue relativamente menor a lo reportado por (Petersen *et al.* 1988) en un estudio desarrollado en dos zonas del oeste de Texas, para el control de *O. lindheimeri*, el *O. edwardsii*, y *O. phaeacantha*, aplicando dosis de 0.56 a 1.12 kg/ha., de un herbicida compuesto de 2,4,5 T + picloran, demostró que ha mayor dosis mayor mortalidad en promedio; sin embargo recomiendan usar la dosis menor, debido a que tuvo menor variabilidad en las dos zonas de estudio, que refleja en una mayor eficacia de la mortalidad reduciendo la cobertura de *Opuntia* hasta en un 91%, aplicados en todas las estaciones del año, debido a influencia de los suelos arcillosos en la zonas de estudio, donde las aplicaciones nocturnas fueron más efectivas, que las diurnas. Lo que se puede considerar que aplicar dosis menores puede ser tan efectivas si son aplicadas durante la noche, que sería probablemente una de las razones de menor respuesta al tratamiento químico durante nuestro estudio.

4.2.2. Efecto de la posición topográfica

Cuando se analizó, la respuesta al control, según posición topográfica, se observó en general una respuesta superior al control en la ladera baja, debido probablemente a mejores condiciones físico químicas de los suelos, y una mayor profundidad, que permite a las especies forrajeras, competir con la *A. floccosa* en mejores condiciones, así como

mejores niveles de retención de humedad de suelo que habían permitido una mejor acción herbicida y de control.

El efecto del tratamiento manual mediante la quema fue afectado notoriamente por la posición topográfica, observándose una mejor respuesta en ladera baja con respecto a ladera alta. No hubo diferencias de la posición topográfica al tratamiento químico e integrado. La mortalidad entre el testigo y la manual no fue afectada por el tratamiento cultural, los porcentajes de mortalidad resultantes de este tratamiento, fueron similares a aquellos, del testigo, tanto en ladera baja como en ladera alta (Figuras 10).

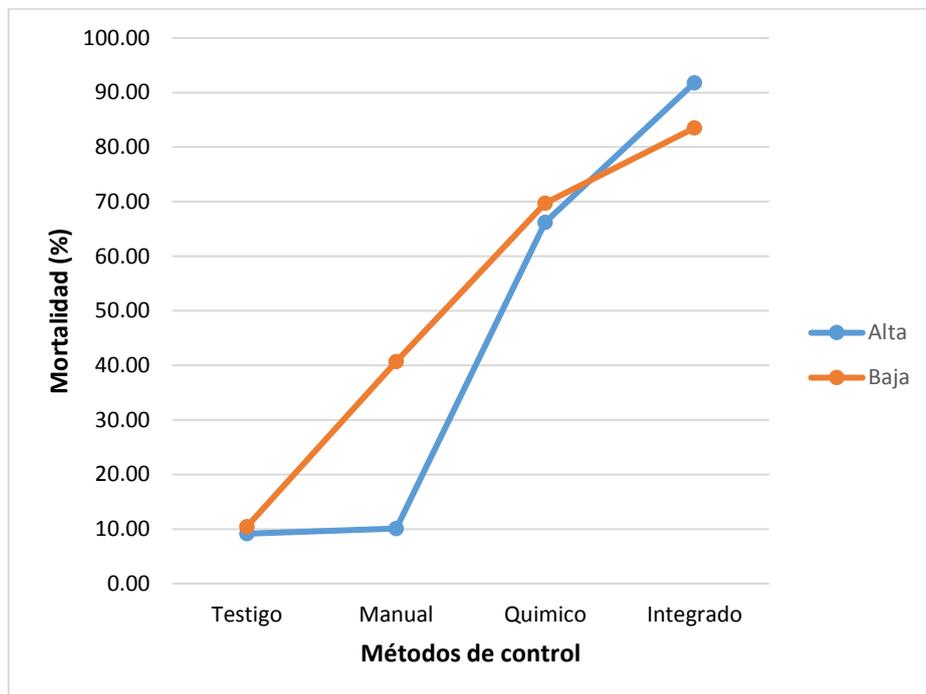


Figura 10: Interacción método control y posición topográfica o efectos principales

Las laderas y paredes de un cañón ofrecen un hábitat excelente para las cactáceas, que crece en mayor abundancia en los acantilados de piedra caliza empinados y otros canales de drenaje profundamente tallados. Las exposiciones meridionales y occidentales más cálidas y secas en las colinas también son hábitats adecuados para las plantas xerofíticas y las *Opuntiae* son numéricamente más abundantes allí que en las laderas orientadas al norte y al este. (Anthony 1954). Cuando se compararon con las respuestas de mortalidad en la ladera alta, se observó un mejor efecto de los tratamientos de control integrado que en la ladera baja.

El efecto del tratamiento de herbicidas en diferentes zonas se ve afectados por el tipo de suelos, y la pendiente como el caso del estudio de dos zonas en el estado de Texas, Las

especies de cactáceas en San Ángel fueron moderadamente susceptibles, mientras que las cactáceas híbridas en Coleman fueron resistentes a los tratamientos con herbicidas de diciembre. Los factores ambientales y / u otros factores de crecimiento de las plantas pueden ser más importantes que la translocación de carbohidratos y las relaciones de permeabilidad (Petersen *et al.* 1988).

La temperatura media anual en la zona de estudio es de 14.9 °C, cercana a la temperatura recomendada, para la aplicación del Picloram, que parecen coincidir a la recomendación para una mayor efectividad del herbicida, cuando las temperaturas del aire están por encima de 15.5 ° C (Welch 1984), lo cual ha demostrado una mayor efectividad al Picloran por arriba de los tratamientos manuales. Las temperaturas del suelo y del aire en la superficie influyen marcadamente, durante las aplicaciones de herbicidas; sin embargo, las temperaturas ambiente prevalecientes durante las semanas posteriores a la aplicación de herbicidas pueden ser más importantes que las del momento del tratamiento para plantas como cactáceas, que absorben y traslocados los herbicidas muy lentamente (Petersen *et al.* 1988).

Los suelos en los campos experimentales fueron franco arcilloso, que mostraron un 32% de arcilla, en consecuencia, el efecto del Picloran fue bastante efectivo en el tratamiento integrado químico (Picloran) más quema. Efecto similar al estudio de Texas que muestra que los híbridos de cactáceas en el sitio de Coleman fueron claramente más resistentes a los tratamientos con herbicidas que las distintas especies de cactáceas en San Ángel, según el estudio en Texas. Los suelos en Coleman tenían un 13% más de contenido de arcilla y un 1,6% más de materia orgánica que los suelos de San Ángel (Petersen *et al.* 1988). La eficacia de los herbicidas activos en el suelo, como el Picloram, disminuye a medida que aumenta la arcilla del suelo y el contenido de materia orgánica (Klingman and Ashton 1982).

Además, las plantas perennes de vegetación herbácea y mantillo fueron mayores en el sitio de Coleman, lo que puede haber reducido la deposición de herbicida sistémico en la superficie del suelo. Indudablemente, las diferencias en el sitio como estas se han asociado con la variabilidad observada en la efectividad de las aplicaciones comerciales de herbicidas. Además, la hibridación puede aumentar la resistencia a los herbicidas al afectar la tasa de crecimiento, la morfología, la fisiología y la bioquímica de las cactáceas (Petersen *et al.* 1988).

La mortalidad de las cactáceas fue causada por Picloram, debido a su lenta absorción y permanecer mayor tiempo en el sistema de la planta, causando un mayor efecto en la planta que incrementa la mortalidad de la misma, que indica que se puede trabajar con dosis menores y lograr una buena mortalidad de las cactáceas (Petersen *et al.* 1988). La aplicación de altas concentraciones de herbicida, son relativamente efectivas, investigaciones anteriores demostraron que las aplicaciones de 2,4,5-T por sí solas no eran efectivas para el control de las cactáceas a menos que se aplicaran como aerosoles humectantes (tratamiento individual de la planta), a altas tasas (2.2 kg / ha), luego de un tratamiento mecánico de las cactáceas (Hoffman 1967, Wicks *et al.* 1969, Schuster 1971).

4.3. ECONOMÍA DE LA INVASIÓN

4.3.1. Rendimiento forrajero

A partir de la biomasa, se determinó el rendimiento de forraje en Kg MS/ha, según nivel de invasión de *A. floccosa*, con lo cual se construyó la figura 11, donde se observa que el rendimiento de forraje, según el modelo disminuye a medida que el grado de invasión se incrementa, estableciendo una ecuación de regresión exponencial decreciente, con un nivel de confianza que determina que el 77.34% de los datos se ajusta al modelo trabajado.

Cuando se discute la función matemática $y = 2439.8e^{-0.058x}$, $R^2 = 0.77$ (Figura 10), podemos desarrollar el modelo para indicar un rendimiento de 1,298 Kg MS/ha cuando el nivel de invasión es de *A. floccosa* es de 10.88%, post control integrado; 649.44 Kg MS/ha., con un nivel de invasión de 22.82% post control químico; 61.84 Kg MS/ha., con un nivel de invasión de 61.84% post control manual con quema; y un rendimiento forrajero de 48.23 Kg MS/ha., con un nivel de invasión de 67.65%, que corresponde al testigo.

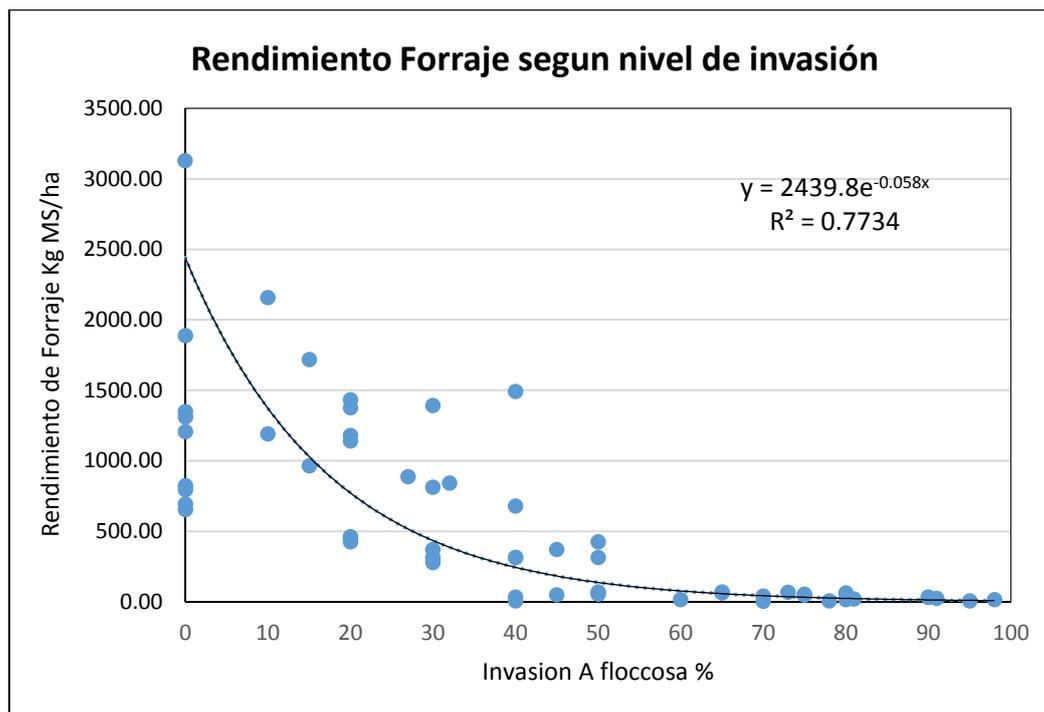


Figura 11: Producción forrajera MS según grado invasión de *A. floccosa*

4.3.2. Capacidad de carga

Esta reducción en el rendimiento forrajero, se tradujo en una disminución de la capacidad de carga. El porcentaje de forraje y cantidad de pasto disponible por hectárea, en el testigo fue 15.21% de índice forrajero, el químico de 37.56%, el químico de 59.90%, y en el integrado de 82.25%. La capacidad de carga, disminuyó de 5.39 a 0.14 UO/ha/año, en respuesta a los niveles de control de *A. floccosa*, donde el testigo arrojó una capacidad de carga de 0.14 UO/ha/año, la quema 0.43 UO/ha/año, control químico 2.61 UO/ha/año, el integrado a 5.39 UO/ha/año, reportado en la Tabla 4

Tabla 4: Efecto del método de control sobre la capacidad de carga

Tratamiento	Invasión post tratamiento <i>A. floccosa</i> (%)	Biomasa (Kg/ha)	Índice Forrajero (%)	Forraje Kg/ha	Consumo Kg MS/UO/día	Consumo forraje UO/día	Carga UO/ha/año
Testigo	67.65	277.52	15.21	42.21	1.25	52.76	0.14
Manual	61.84	338.13	37.56	126.99	1.25	158.74	0.43
Químico	22.82	1274.24	59.90	763.31	1.25	954.14	2.61
Integrado	10.88	1912.31	82.25	1572.87	1.25	1966.09	5.39

Teague *et al.* (2001) reporta el análisis económico de un estudio desarrollado para el tratamiento del arbusto denominado el mezquite de miel (*Prosopis glandulosa Torr.*), en

pastizales ondulados de Texas, cuando compara la capacidad de carga en campos sin tratamiento reporta 15.8 UA/año, para comparar el incremento de la capacidad de carga, cuando se trató con herbicida alcanzó una capacidad de carga de 8.7 UA/ha/año, mientras que esos mismos campos tratados con quema prescrita, la capacidad de carga fue de 10.9 UA/ha/año; ambos valores hallados muy superiores a los reportados en el presente trabajo, donde se hace evidente que el control de arbustivas leguminosas, en campos de mayor capacidad de carga, tiene respuestas biológicas diferentes al control de las cactáceas, que prosperan en suelos mucho más degradados.

4.3.3. Indicadores económicos

En la Tabla 5, se muestra el costo de tratamiento por hectárea manual S/. 101, químico S/. 209.37 e integrado S/. 237.68, valores que sumados al valor de la tierra arrojaron un valor total de inversión por hectárea, para testigo S/. 1378.64, para manual S/. 1479.64, químico S/. 1588.01 e integrado S/. 1616.32.

Tabla 5: Indicadores económicos de los métodos de control

Tratamiento	Valor de Inversiones / ha	I= Costo Tratam. S/. /ha	Inversión Total S/.	Ingreso Bruto UO S/. ha/año	Costo Mante. UO/año S/.	Ingreso Neto S/. Año	VAN	TIR	PRK
Testigo	1378.64	0.00	1378.64	21.83	3.79	18.03	-1235.04	-10%	76.45
Manual	1378.64	101.00	1479.64	65.67	11.42	54.25	-1047.60	-3%	27.27
Químico	1378.64	209.37	1588.01	394.73	68.62	326.11	1008.88	20%	4.87
Integrado	1378.64	237.68	1616.32	813.37	141.40	671.97	3734.82	42%	2.41

Asimismo, como se aprecia en la Tabla 5, el ingreso neto por hectárea, aumentó de S/. 18.03 soles para el testigo a S/. 671.97 para el control integrado y tuvo su correlato en los indicadores económicos respectivos, pues el valor actual neto fue negativo para el testigo y la quema, derivando en tasas internas de retorno extremadamente bajas, o negativas y periodos de recuperación de capital que superaban los 27 años, llegando a 76 años en el testigo, derivado del proceso lento de recuperación del pastizal cuando este es fuertemente invadido por opuntia y no se tomen acciones para controlar esta especie una vez, esta ha reemplazado a las especies forrajeras.

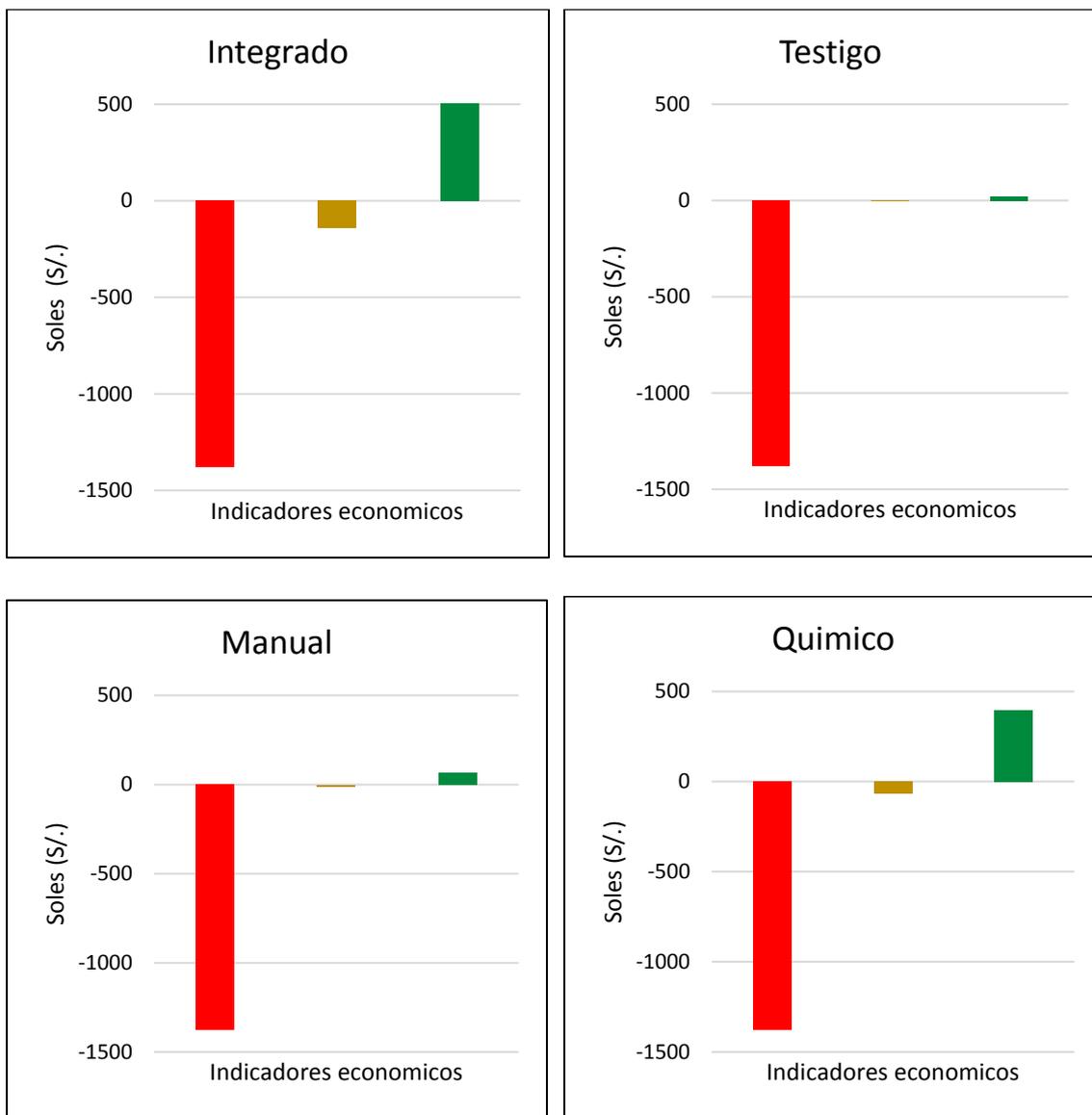


Figura 12: Comparativo costos de inversión (rojo), costos de mantenimiento (marrón) e ingreso bruto (verde) según método de control

Workman and Scott (1993) señalan que los tratamientos con valor presente neto más altas se consideran económicamente superiores. Asimismo Teague *et al.* 2001, en un estudio de análisis económico, para el tratamiento químico del arbusto denominado el mezquite de miel (*Prosopis glandulosa Torr.*), en pastizales ondulados de Texas, analiza varios escenarios de control y simula tratamientos con herbicida por 20 años, sin quema de seguimiento, en dólares por hectárea, determinó un VAN de 12.2 y la relación C/B de 2.3; mientras que con tratamientos de quema prescrita cada 5 años determino un VAN de 15.7 y la relación C/B de 4.4. Comparados con el presente estudio, resulta muy superior al testigo y al tratamiento manual mediante la quema, que muestra valores negativos;

mientras que para los tratamientos de control químico y control integrado se muestra valores muy superiores, VAN de US\$ 288.3/ha. y US\$ 1067.1/ha. respectivamente, cuando se analiza por periodos de 20 años. Estas discrepancias muy amplias se deben probablemente a las diferencias de la vegetación y manejo en los campos analizados, como a las especies animales evaluadas.

El ingreso neto por hectárea derivado del control manual ascendió a S/. 65.67 y S/. 394.73 para el químico; es decir el ingreso por el uso del control químico o la combinación de este con la quema, incrementó exponencialmente los ingresos. Este aumento en los ingresos como resultado del tratamiento químico e integrado revelan que es posible alcanzar tasa de retorno que oscilan entre 20% y 42% y periodos de recuperación de entre tres a siete años, para pastizales tipo pajonal, ubicados en suelos de relativamente alto potencial productivo.

La Figura 12, señala que los costos de mantenimiento es resultado de los costos de producción multiplicados por la capacidad de carga en unidad ovino (UO), indicando costos de mantenimiento altos en el tratamiento integrado de S/. 141.40 por UO, mientras que el testigo reporta un costo de S/. 3.79 por UO; mientras que para el tratamiento manual a través de la quema el costo de mantenimiento es de S/. 11.42 por UO y para tratamiento químico es de S/. 68.62 por UO; indicando que toda mejora en los pastizales en el control de plantas invasoras requiere de una inversión mayor, que se ve favorecido en el incremento de la capacidad de carga del pastizal.

El profesor James MacGranm (2002) cuando analiza métodos de control de malezas en pastizales en Texas USA, reporta que pastizales que producen de 10 a 25 libras por acre, no pueden pagar una gran inversión en el control de malezas, en consecuencia, el impacto de la disminución de la productividad de los pastizales donde no se controla la maleza. El análisis utilizado ayuda en la toma de decisiones y proporciona un medio para poner en perspectiva los costos de tratamiento alternativos.

V. CONCLUSIONES

1. A medida que se incrementa el nivel de invasión del *A. floccosa*, disminuye la presencia de gramíneas, pseudogramíneas y hierbas, incrementando la presencia de arbustivas, suelo desnudo y pavimento de erosión.
2. El incremento en la presencia de *A. floccosa*, en los campos de pastoreo, reducen la producción de forraje, el vigor, cobertura aérea de plantas deseables y la condición del pastizal para ovinos en los pastizales.
3. El control integrado (Quema + Tordon) causó una mayor mortalidad de *A. floccosa*, que los tratamientos basados en el control químico y mecánico, siendo todos ellos superior al control.
4. El rendimiento forrajero del pastizal, fue superior con el tratamiento integrado de que combinaba el uso de la quema y el herbicida Tordon, conllevando a un incremento en la capacidad de carga del pastizal.
5. Los costos de control del *A. floccosa* se incrementan significativamente, con la intensificación de las prácticas de control (integrado y química), así como los ingresos resultando una rentabilidad positiva.
6. Campos altamente invadidos de indeseables como el *A. floccosa*, controlados con tratamientos integrado, químico y manual, recuperan la inversión entre 2.41, 4.87 y 27.7 años respectivamente.

VI. RECOMENDACIONES

1. Se recomienda efectuar estudios de la dinámica de la invasión de plantas indeseables, por efecto de perturbaciones debidas al sobrepastoreo, quema y mal manejo y cambio climático.
2. Es recomendable tratamientos de control integrados en campos medianamente invadidos con malezas; mientras que campos fuertemente invadidos, deben ser declarados como áreas de protección.
3. Las explotaciones ganaderas extensivas, deben incorporar en sus planes de manejo ganadero, estrategias de control de plantas indeseables e invasoras, para brindar sostenibilidad económica a sus negocios.
4. Se recomienda repetir en el tiempo los tratamientos de control para determinar los efectos del cambio en las condiciones ambientales cuando se desarrolla programas de control integrado de plantas indeseables.
5. Se recomienda continuar con estudios económicos detallados para buscar el punto de equilibrio económico versus la capacidad de carga de los campos e pastoreo en los pastizales de la sierra central.
6. Evaluar la factibilidad económica de incorporar el control integrado de plantas indeseables en los planes de manejo de pastizales y realizar el análisis de sensibilidad económica para el control de malezas.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alcaraz, A. F. J. 2013. Sucesión (sindinámica). Geobotánica Capitulo 13. Versión de 24 de febrero de 2013. Universidad de Murcia España. Esta obra está bajo una licencia de Reconocimiento-No Comercial de Creative Commons, Stanford, California 94305, USA. <https://www.um.es/docencia/geobotanica/ficheros/Presentaciones/PTema13.pdf>

Alegría, V. F. 2013. Inventario y Uso Sostenible de Pastizales en la Zona Colindante a los Depósitos de Relavera de Ocroyoc - Comunidad San Antonio de Rancas – Pasco. Tesis para optar el grado de Magíster en Desarrollo Ambiental. Pontificia Universidad Católica del Perú. Lima Perú.

Allen V.G., C. Batello, E.J. Berretta, J. Hodgson, M. Kothmann, X. LI, J. Mcivor, J. Milne, C. Morris, A. Peeters, and M. Anderson. 2011. An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass and Forage Science*, 66, 2–28.

Anthony, M. 1954. Ecology of the Opuntiae in the Big Bend Region of Texas, *Ecological Society of America. Ecology*, Vol. 35, No. 3, pp. 334-347.

A.S.R.M. (American Society of Range Management and Agriculture Board). 1962. Basic Problems and Techniques in Range Research. Report of a Joint Comitte of the American Society of Range management and Agriculture Board. Pub. N°. 890. Washington D.C. 45-81.

Auld, B.A. and C.A. Tisdell. 1986. Impact assessment of biological invasions. p. 79–88. *In: R.H. Groves and J.J. Burdon (eds.), Ecology of biological invasions. Cambridge Univ. Press, Cambridge, England.*

Baker, H.G. 1965. Characteristics and modes of origin of weeds, p. 147-169. *In: H.G. Baker and C.L. Stebbins (eds). The genetics of colonizing species. Academic Press, New York.*

Blackburn, T.M., P. Pyšek, S. Bacher, J.T. Carlton, R.P. DUNCAN, *et al.* 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 333–339.

- Baker, H.G. and C.L. Stebbins. 1965. The genetics of colonizing species. Academic Press, N.Y.
- Baker, H.G. 1986. Patterns of invasions in North America, p. 44-57. In: H.A. Mooney and J.A. Drake (eds.), Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. Springer-Verlag, N.Y.
- Barbour, M.G; Burk, J.H; Pitts, W.D; Gilliam, FS; Schwartz, MW. 1998. Terrestrial plant ecology: Chapter 9 Methods of sampling the plant community. Addison Wesley Longman, Inc. Tercera edición. 30 pp.
- Barrett, J. R. and D. D. Jones. 1989. Knowledge engineering in agriculture. Monogr. 8. Amer. Soc. Agr. Engineers
- Bazzaz, F.A. 1990. The response of natural ecosystems to the rising global CO₂ level. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 21:167–196.
- Beckie, H.J., and X. Reboud. 2009. Selecting for weed resistance: Herbicide rotation and mixture. *Weed Technology* 23: 363–370.
- Bement, R.E. 1968. Plains pricklypear: Relation to grazing intensity and blue grama yield on central Great Plains. *J. Range Manage.* 21:83-86.
- Bestelmeyer, B.T., and D.D. Briske. 2012. Grand challenges for resilience-based management of rangelands. *Rangeland Ecology and Management* 65: 654–663.
- Bovey, R.W. 1995. Weed management systems for rangelands. p. 519–552. In: A.E. Smith (ed.), Handbook of weed management systems. Marcel Dekker, Inc. New York, N.Y.
- Bovey, R.W. 1987. Weed control problems, approaches, and opportunities in rangeland. *Review Weed Science* 3: 57–91.
- Bowes, G.G. and A.G. Thomas. 1978. Longevity of leafy spurge seeds in the soil following various control programs. *J. Range Manage.* 31:137–140.
- Braithwaite, R.W., W.M. Lonsdale, and J.A. Estbergs. 1989. Alien vegetation and native biota in tropical Australia: the spread of *Mimosa pigra*. *Biol. Conserv.* 48:189–210.
- Briske, D.D., B.T. Bestelmeyer, T.K. Stringham, and P.L. Shaver. 2008. Recommendations for development of resilience-based state-and-transition models. *Rangeland Ecology and Management* 61: 359–367.

- Buhler, D.D. 2002. Challenges and opportunities for integrated weed management. *Weed Science* 50: 273–280.
- Buhler, D.D., M. Liebman, and J.J. Obrycki. 2000. Theoretical and practical challenges to an IPM approach to weed management. *Weed Science* 48: 274–280.
- Bunting, S.C., H.A. Wright, and L.F. Neuenschwander. 1980. Long-term effects of tire on cactus in the southern mixed prairie of Texas. *J. Range Manage.* 33: 85-88.
- Bureau of Land Management 2018. The Taylor Grazing Act. (En línea). Consultado 1 marzo 2020. Disponible en:
https://www.blm.gov/sites/blm.gov/files/wildhorse_2018AdvBrdMtgSLC_Panel_AlanBass.pdf
- Burn, A.J., T.H. Coaker, and P.C. Jepson. 1987. Integrated pest management. Academic Press, San Diego, California.
- Caudle, D; Dibenedetto, J; Karl, M; Sanchez, H; Y Talbot, C. 2013 Interagency Ecological Site Handbook for Rangelands. United States Government. US. 109 p.
- Cayley, J.W. D. and Bird P.R. 1996. Techniques for measuring pastures. Second Edition. Pastoral and Veterinary Institute. Hamilton. Agriculture Victoria. Australia.
- Chippendale, J.F. 1991. Potential returns to research on rubber vine (*Cryptostegia grandiflora*). M.S. Thesis, Univ. of Queensland, Brisbane, Australia.
- Chow, P.N., O.C. Burnside, and T.L. Lavy. 1966a. Physiological studies with prickly pear. *Weeds* 14:58-62.
- Chow, P.N., O.C. Burnside, T.L. Lavy, and H.W. Knoche. 1966b. Absorption translocation, and metabolism of silvex in prickly pear. *Weeds* 14:38-41.
- Chung, L.C. 1977. Introduction to Experimental Statistic. Editorial McGraw-Hill Book Company, INC Nueva York, USA. 491:140-175.
- Crawley, M.J. 1983. Herbivory: the dynamics of animal-plant interactions. Blackwell Sci. Publ. Oxford, England.
- Cronk, Q.C.B. and J.L. Fuller. 1995. Plant Invaders: The Threat to Natural Systems. Chapman & Hall, London
- Crosby, A.W. 1986. Ecological Imperialism: The biological expansion of Europe, 900–1900. Cambridge: Cambridge University Press.

Cruz J. (2008). Composición de la dieta, consumo de forraje y demanda energética de vacas Brown Swiss x criollas en praderas naturales alto andinas del departamento de Pasco. Tesis para optar el grado de Magister Scientiae en Producción Animal. UNALM. Lima, Perú.

Dameron, W.H., and H.P. Smith. 1939. Pricklypear eradication and control. Texas Agr. Exp. Sta. Bull. 575.

Debach, P. and D. Rosen. 1990. Maximizing biological control through research, p. 259–302. In: P. DeBach and D. Rosen (eds.), *Biological control with natural enemies*. Cambridge Univ. Press, New York, N.Y.

Devine, M., S.O. Duke, and C. Fedtke. 1993. *Physiology of herbicide action*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.

D'antonio, C.M. and P.M. Vitousek. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23:63–87.

D'antonio, C.M. 2000. Fire, plant invasions, and global changes. p. 65–94. In: H.A. Mooney and R.J. Hobbs (eds.), *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, D.C.

D'antonio, C.M., and J.C. Chambers. 2006. Using ecological theory to manage or restore ecosystems affected by invasive plant species. In *Foundations of restoration ecology*, ed. D.A. Falk, M.A. Palmer, and J.B. Zedler. Washington D.C.: Island Press.

Derschied, L.A., L.J. Wrage, and W.E. Arnold. 1985. Cultural control of leafy spurge. p. 57-64. In: A.K. Watson (ed.), *Leafy spurge*. Monogr. No. 3, Weed Sci. Soc. Amer., Champaign, Ill.

Dewey, S.A. and J.M. Torell. 1991. What is a noxious weed? p. 1–4. In: L.F. James, J.O. Evans, M.H. Ralphs, and R.D. Child (eds.), *Noxious range weeds*. Westview Press, San Francisco, California.

Diaz, S., S. Lavorel, F.D. Bello, F. Quetier, K. Grigulis, ET AL. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104.

Di Castri, F. 1989. History of biological invasions with special emphasis on the old world, p. 1–30. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M.

Rejmanek, and M. Williamson (eds.), *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley & Sons, New York, N.Y.

DiTomaso, J.M. G.B. Kyser, J.R. Miller, S. Garcia, R.F. Smith, *et al.* 2006. Integrating prescribed burning and clopyralid for the management of yellow star thistle (*Centaurea solstitialis*). *Weed Science* 54: 757–782.

DiTomaso, J.M. 2000. Invasive weeds in rangelands: species, impacts, and management. *Weed Science*. 48:255–265.

DiTomaso J.M. Monaco T.A. James JJ, Firn J. (2017) Especies de plantas invasoras y nuevos sistemas de pastizales. En: Briske D. (eds) *Rangeland Systems*. Serie Springer sobre gestion medioambiental. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_13

DiTomaso, J.M. Monaco T. A, James, J.J., and Firn, J. 2017. Invasive Plant Species and Novel Rangeland Systems. DD. Briske (ed) *Rangeland Systems*. Springer Series on Environmental Management, DOI 10.1007/978-3-319-46709-2_13. pp 429-465

Duncan, C.A., J.J. Jachetta, M.L. Brown, V.F. Carrithers, J.K. Clark, *et al.* 2004. Assessing economic, environmental and societal losses from invasive plants on rangeland and wildlands. *Weed Technology* 18: 1411–1416.

Dukes, J.S. 2000. Will increasing atmospheric CO₂ concentration affect the success of invasive species? p. 95–114. In: H.A. Mooney and R.J. Hobbs (eds.), *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, D.C.

Eckert, R.E. and R.A. Evans. 1967. A chemical-fallow technique for control of downy brome and establishment of perennial grasses on rangeland. *J. Range Manage.* 20:35–41.

Ehler, L.E. 1990. Introduction strategies in biological control of insects, p. 111–134. In: M. Mackauer, L.E. Ehler, and J. Roland (eds.), *Critical Issues in Biological Control*. Intercept, Andover, England.

Eviner, V.T., K. Garbach, J.H. Baty, and S.A. Hoskinson. 2012. Measuring the effects of invasive plants on ecosystem services: Challenges and prospects. *Invasive Plant Science and Management* 5: 125–136.

Ferrell, M.A., T.D. Whitson, D.W. Koch, and A.E. Gade. 1998. Leafy spurge (*Euphorbia esula*) control with several grass species. *Weed Technol.* 12:374–380.

- Flint, M.L. and R. Van Den Bosch. 1983. Introduction to integrated pest management. Plenum Press, New York and London.
- Firn, J., and Y.M. Buckley. 2010. Impacts of invasive plants on Australian rangelands. *Rangelands* 32: 48–51.
- Flores, E.R., Ñaupari, J.A., y Tácuna, R.E. 2014. La economía del cambio climático en el Perú: ganadería altoandina. En: La economía del cambio climático en el Perú. Banco Interamericano de Desarrollo, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Recuperado de https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/37419/1/S1420992_es.pdf
- Flores, E. 2000. Principios de inventario y mapeo de pastizales. Laboratorio de Utilización de Pastizales. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima. Perú. 26 p.
- Flores, E. y Zegarra, R. 1996. Estrategias para el Mejoramiento de Pastizales. Boletín Técnico. Laboratorio de Utilización de Pastizales. Departamento de Producción Animal. Universidad Nacional Agraria La Molina. 07 p.
- Flores, E. 1992. Manejo y Evaluación de Pastizales. Folleto Divulgativo. Proyecto TTA. Lima, Perú. Programa TTA. Lima-Perú. 27 p.
- Florez, A. y Malpartida E. 1987. Manejo de Praderas Nativas y Pasturas en la Región Altoandina del Perú. Tomo I y II. Fondo del Libro del Banco Agrario del Perú.
- Florez M.A. y F.C. Bryant. 1990. Manual de Pastos y Forrajes. Instituto Nacional de Investigación Agrícola e Industrial - Programa Colaborativo de Apoyo a la Investigación en Rumiantes Menores (INIAA) SR-CRSP). Lima - Perú.
- Follett, P.A. and J.J. Duan. 1999. Non target effects of biological control. Kluwer Academic Publ., Boston, Mass.
- Fox, J.F. 1985. Plant diversity in relation to plant production and disturbance by voles in Alaskan tundra communities. *Arctic Alpine Res.* 17:199–204.
- Gates, D.H. and C. Robocker. 1960. Revegetation with adapted grasses in competition with dalmation toadflax and St. Johnswort. *J. Range Manage.* 13:322–326.
- Goeden, R. D. and D. W. Ricker. 1986. Phytophagous insect faunas of the two most common native *Cirsium* thistles, *C. californicum* and *C. proteanum*, in southern California. *Ann. Entomol. Soc. Amer.* 79:953–962.

- Goldstein, J. 1978. The least is best pesticide strategy. The JG Press, Emmanus, Penn.
- Grice, A.C., and Martin T.G. 2006. Rangelands, weeds and biodiversity. *Rangeland Journal* 28:1–2.
- Graf, W.L. 1978. Fluvial adjustments to the spread of Tamarisk in the Colorado Plateau region. *Geol. Soc. Amer. Bull.* 89:1491–1501.
- Grant T.A. Madden E.M. Murphy R.K. Smith K.A- Nennemen M.P. 2004. Grant monitoring native prairie vegetation. The Belt Transect Method. University of Wisconsin. ISSN 1522-4740E-ISSN 1543-4079. *Ecological Restoration*, Vol. 22, No. 2.
- Gray, A.J. 1986. Do invading species have definable genetic characteristics? *Phil. Trans. Roy. Soc. London. B* 314:655–674.
- Griffin, G.F., D.M. Stafford-Smith, S.R. Morton, G.E. Allan, K.A. Masters, and N. Preece. 1989. Status and implications of Tamarisk (*Tamarisk aphylla*) on the Finke River, Northern Territory, Australia. *J. Environ. Manage.* 29:297–315.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52:107–145.
- Hao Lu A B, Shan Shan Wang A, Qi Wu Zhou A, Yi Nan Zhao A, y Baoyu Zhao A. B. 2012. Damage and control of mayor poisonous plant in the western grassland of China – a review. *The Rangeland Journal* 34 (4) 329-339.
- Harris, P. 1988. Environmental impact of weed control insects. *BioScience* 38:542–548.
- Harris, P. 1990. Environmental impact of introduced biological control agents, p. 289–300. *In: M. Mackauer, L.E. Ehler, and J. Roland (eds.), Critical Issues in Biological Control.* Intercept, Andover, England.
- Harley, K.L.S. and I.W. Forno. 1992. Biological control of weeds. A handbook for practitioners and students. Inkata Press, Butterworths Pty Ltd, Melbourne, Australia.
- Harper, J.L. 1977. Population biology of plants. Academic Press, New York, N.Y.
- Havstad, K.M., D.P.C. Peters, R. Skaggs, J. Brown, B. Bestelmeyer, ET AL. 2007. Ecological services to and from rangelands of the United States. *Ecological Economics* 64: 261–268.

- Higgs, E.S. 1997. What is good ecological restoration? *Conservation Biology* 11: 338–348.
- Hirsch, S.A. and J.A. Leitch. 1996. The impact of knapweed on Montana's economy. North Dakota State Univ. Agr. Econ. Rep. 355.
- Hobbs, R.J. and L.F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conserv. Biol.* 6:324–337.
- Hobbs, R.J. and L. Atkins. 1988. Effect of disturbance and nutrient addition on native and introduced annuals in plant communities in the western Australian wheatbelt. *Australian J. Ecol.* 13:171–179.
- Hobbs, R.J. 1991. Disturbance as a precursor to weed invasion in native vegetation. *Plant Protection Quarterly* 6:99–104.
- Hobbs, R.J. and S.E. Humphries. 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conserv. Biol.* 9:761–770.
- Hobbs, R.J., And D.A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93–110.
- Hobbs, R.J., E. Higgs, and J.A. Harris. 2009. Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 559–605.
- Hobbs, R.J., L.M. Hallett, P.R. Ehrlich, and H.A. Mooney. 2011. Intervention ecology: Applying ecological science in the twenty-first century. *BioScience* 61: 442–450.
- Hoffman, G.O. 1967. Controlling pricklypear in Texas. Down to Earth 239-12. The Dow Chemical Co., Midland, Mich.
- Hoffman, G.O. 1975. Control and management of mesquite on rangeland. Texas Agr. Ext. Serv. Misc. Pub. 386.
- Hoffman, J.H., V.C. Moran, and D.A. Zeller. 1998. Long-term population studies and the development of an integrated management programme for control of *Opuntia stricta* in Kruger National Park, South Africa. *J. Appl. Ecol.* 35:156–160.
- Holt, J.S. 1994. Impact of weed-control on weeds—new problems and research needs. *Weed Technology* 8: 400–402.

- Howarth, F.G. 1991. Environmental impact of classical biological control. *Annu. Rev. Entomol.* 36:485–509.
- Hulme, P.E. 2006. Beyond control: Wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology* 43: 835–847.
- Huerta, L. 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 Ing. Zootecnista. Lima. Perú. 282 p.
- Huss, D. 1996. Principios de Manejo de Praderas Naturales, Santiago de Chile y Buenos Aires, Argentina, Segunda Edición. Serie: Zonas áridas y semiáridas, No. 6. Oficina Regional para América Latina y el Caribe FAO, Chile y el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Santiago, Chile 1996.
- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática) 2012. - IV Censo Nacional Agropecuario 2012.
- Invasive Plants and Animals Committee 2016, Australian Weeds Strategy 2017 to 2027, Australian Government Department of Agriculture and Water Resources, Canberra.
- James, J.J., B.S. Smith, E.A. Vasquez, and R.L. Sheley. 2010. Principles for ecologically based invasive plant management. *Invasive Plant Science and Management* 3: 229–239.
- Jeschke, J.M., S. Bacher, T.M. Blackburn, J.T.A. Dick, F. ESSL, *et al.* 2014. Defining the impact of non-native species. *Conservation Biology* 28: 1188–1194.
- Johnson, H.B., H.W. Polley, and H.S. Mayeux. 1993. Increasing CO₂ and plant plant interactions: effects on natural vegetation. *Vegetation* 104/105:157–170.
- Johnstone, I.M. 1986. Plant invasion windows: a time-based classification of invasion potential. *Bio. Rev.* 61:369-394.
- Jones, T.A. and D.A. Johnson. 1998. Integrating genetic concepts into planning rangeland seedings. *J. Range Manage.* 51:594–606.
- Julien, M.H. 1992. Biological control of weeds: a world catalogue of agents and their target weeds. Academic Press, New York, N.Y.
- Klingman, G.C., and F.M. Ashton. 1982. Herbicides and the soil. p. 80-94. *In: G.C. Klingman and F.M. Ashton (eds.) Weed Science: Principles and Practices*, 2nd Ed. John Wiley and Sons, New York.

- Kok, L. T. and W. W. Surles. 1975. Successful biocontrol of musk thistle by an introduced weevil, *Rhinocyllus conicus*. *Environ. Entomol.* 4:1025–1027.
- Koontz, T.M., and J. Bodine. 2008. Implementing ecosystem management in public agencies: Lessons from the US Bureau of Land Management and the Forest Service. *Conservation Biology* 22: 60–69.
- Lacey, J.R., C.B. Marlow, and J.R. Lane. 1989. Influence of spotted knapweed (*Centaurea maculosa*) on surface runoff and sediment yield. *Weed Technol.* 3:627–631.
- Landgraf, B.K., P.K. Fay, and K.M. Havstad. 1984. Utilization of leafy spurge (*Euphorbia esula*) by sheep *Weed Sci.* 32:348–352.
- Lawton, R.H. 1986. Are there assembly rules for successional communities? p. 225–244. In: A.J. Gray, M.J. Crawley, and P.J. Edwards (eds.), *Colonization, succession and stability*. Blackwell Scientific Publ. Oxford, England.
- Leitch, J.A., F.L. Leistritz, and D.A. Bangsund. 1996. Economic effect of leafy spurge in the upper great plains: methods, models, and results. *Impact Assess.* 14:419–433.
- Lonsdale, W.M. 1993. Rates of spread of an invading species - *Mimosa pigra* in northern Australia. *J. Ecol.* 81:513-521.
- Lonsdale, W.M. and A.M. Lane. 1994. Tourist vehicles as vectors of weed seeds in Kakadu National park, northern Australia. *Biol. Conserv.* 69:277–283
- Lonsdale, W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecol.* 80:1522–1536.
- Loope, L.L. and P.G. Sanchez. 1988. Biological invasions of arid land nature reserve. *Biol. Conserv.* 44:95–118.
- Louda, S. and R.A. Masters. 1993. Biological control of weeds in Great Plains rangelands. *Great Plains Res.* 3:215–247.
- Louda, S., D. Kendall, J. Connor, and D. Simberloff. 1997. Ecological effects of an insect introduced for the biological control of weeds. *Sci.* 277:1088–1090.
- Luken, J. O. 1990. *Directing Ecological Succession*. Chapman and Hill, London, England.

- Lundgre, G.K., R.E. Whitson, D.N. Ueckert, F.E. Gilstrap, and C.W. Livingston, JR. 1981. Assessment of the pricklypear problem on Texas rangelands. Texas Agr. Exp. Sta. Misc. Pub. 1483.
- Lym, R.G., K.K. Sedivec, and D.R. Kirby. 1997. Leafy spurge control with angora goats and herbicides. *J. Range manage.* 50:123–128.
- Lym, R.G. and D.A. Tober. 1997. Competitive grasses for leafy spurge (*Euphorbia esula*) reduction. *Weed Technol.* 1:787–792.
- Mack, R.N. 1985. Invading plants: their potential contribution to population biology, p. 127–143. *In: J. White (ed.), Studies in plant demography: A festschrift for John L. Harper.* Academic Press, London, England.
- Mack, R.N. 1996. Predicting the identity and fate of plant invaders: emergent and emerging approaches. *Biol. Conser.* 78:107–121.
- Masters, R.A., and R.L. Sheley. 2001. Principles and practices for managing rangeland invasive plants. *Journal of Range Management* 54: 502–517.
- Masters, R.A. and S.J. Nissen. 1998. Revegetating leafy spurge (*Euphorbia esula* L.)-infested grasslands with native tallgrasses. *Weed Technol.* 12:381–390.
- Masters, R.A., S.J. Nissen, R.E. Gaussoin, D.D. Beran, and R.N. Stougaard. 1996. Imidazolinone herbicides improve restoration of Great Plains grasslands. *Weed Technol.* 10:392–403.
- McGrann, J. 2002. Brush Control Economics Evaluates Burn, Chemical, or Mechanical. Extension Economist-Management. Department of Agricultural Economics, Texas Cooperative Extension. Texas A&M University.
- Messersmith, C.G. and S.W. Adkins. 1995. Integrating weed-feeding insects and herbicides for weed control. *Weed Technol.* 9:199–208.
- Merrill, L.B., CA. Taylor, JR., R. Dusek, and C.W. Livingston. 1980. Sheep losses from range with heavy pricklypear infestation. p. 91. *In: D.N. Ueckert and J.E. Huston (eds.). Rangeland Resources Research.* Texas Agr. Exp. Sta. Consol. Prog. Rep. 3665.
- Migaki, G., L.E. Hinson, G.D. Imae, JR., and F.M. Garner. 1969. Cactusspines in tongues of slaughtered cattle. *J. Amer. Vet. Med. Assoc.* 155:1489-1492.

- Moles, A.T., M.A.M. Gruber, and S.P. Bonser. 2008. A new framework for predicting invasive plant species. *Journal of Ecology* 96: 13–17.
- Nobel, I.A. 1989. Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants, p. 301–313. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek, and M. Williamson (eds.), *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley & Sons, New York, N.Y.
- Novoa, C y Flórez, A. 1991. Producción de rumiantes menores: alpacas. Ed. RERUMEN. Lima. Perú 311 p.
- Odum, E.P. 1969. “The Strategy of the Ecosystem Development, *Journal Science*. vol. 164, pp. 262-270.
- Odum, E.P. 1972. *Ecología*. Nueva Editorial Interamericana, (3a. Edition, 2003) 639p.
- Ostolaza, C. 2014. *Todos los Cactus del Perú*. Lima. Perú 538 pp.
- Panetta, F.D. 1993. A system for assessing proposed plant introductions for weed potential. *Plant Protection Quarterly* 8:10–14.
- Pellant, M., P. Shaver, D.A. Pyke, and J.E. Herrick. 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. BLM/WO/ST-00/001+1734/REV05. (p41) 122 pp.
- Petersen, J.L., Ueckert. D.N. and Potter, R.L. 1988. Herbicidal control of pricklypear cactus in western Texas. *Journal of Range Management* 41(4), July 1988.
- Pickett, S.T.A., S.L. Collins, and J.J. ARMESTO. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *The Botanical Review* 53: 335–371.
- Pimental, D. 1982. Perspectives of integrated pest management. *Crop Protection* 1:5–26.
- Pokorny, M.L., R.L. Sheley, C.A. Zabinski, R.E. Engel, T.J. Svejcar, *et al.* 2005. Plant functional diversity as a mechanism for invasion resistance. *Restoration Ecology* 13: 448–459.
- Potter, R.L., J.L. Petersen, and D.N. Ueckert. 1986. Seasonal trends of total nonstructural carbohydrates in Lindheimer pricklypear (*Opuntia lindheimeri*). *Weed Sci.* 34:361-365.
- Pyne, S.J. 1984. *Introduction to wildland fire*. John Wiley & Sons, New York, N.Y.

- Quetier, F., A. Thebault, and S. Lavorel. 2007. Plant traits in a state and transition framework as markers of ecosystem response to land-use change. *Ecological Monographs* 77: 33–52.
- Quimby JR., P.C., W.L. Bruckart, C.J. Deloach, L. Knutson, and M.H. Ralphs. 1991. Biological control of rangeland weeds. In *Noxious range weeds*, ed. L.F. James, J.O. Evans, M.H. Ralphs, and R.D. Child. San Francisco: Westview Press.
- Reichard, S.H. and C.W. Hamilton. 1997. Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology*. 11:193–203.
- Rejmanek, M. 1989. Invasibility of plant communities, p. 369–388. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek, and M. Williamson (eds.), *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley & Sons, New York, N.Y.
- Rice, D.L., R.K. Heitschmidt, S.A. Dowbower, and J.R. Frasan. 1985. Rangeland vegetation response following control of brownspine pricklypear (*Opuntia phuecunthu*) with herbicides. *Weed Sci.* 33:640–643.
- Richardson, D.M., and M. Gaertner. 2013. Plant invasions as builders and shapers of novel ecosystems. In *Novel ecosystems: Intervening in the new ecological world order*, ed. R.J. Hobbs, E.C. Higgs, and C.M. Hall. Oxford: Wiley.
- Rinella, M. J., J. S. Jacobs, R. L. Sheley, and J. J. Borkowski. 2001. Spotted knapweed response to season and frequency of mowing. *J. Range Manage.* 54:52–56.
- Ross, M.A. and C.A. Lembi. 1999. *Applied weed science*. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J.
- Rudzitis, G. 1999. Amenities increasingly draw people to the rural west. *Rural Development Perspectives* 14: 9–13.
- Ruiz, CH. J. y Tácuna C.R. 2015. Boletín Técnico; Utilización de Pastizales y Recuperación de Pastos. Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales. UNALM. Lima Perú. 42 p.
- Ruyle, G; Smith, L and Ogden, P. 1995. Strategies for managing grazing allotments on public lands. University of Arizona Cooperative Extension Publication No. 195006. 4pp.

- Seastedt, T.R., R.J. Hobbs, and K.N. Suding. 2008. Management of novel ecosystems: Are novel approaches required? *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 547–553.
- Scifres, C.J. 1987. Decision–analysis approach to brush management planning: Ramifications for integrated range resources management. *J. Range Manage.* 40:482–490.
- Scifres, C.J., W.T. Hamilton, J.M. Inglis, and J.R. Conner. 1983. Development of integrated brush management systems (IBMS): Decision-making processes, p. 97–104. *In: K. McDaniel (ed.), Proceedings brush management symposium. Soc. Range Manage. Albuquerque, N.M.*
- Schuster, J.L. 1971. Night applications of phenoxy herbicides on plains pricklypear. *Weed Sci.* 19:585-587.
- Sheehan, M.R. and Potter, S. 2017. Managing Opuntoid Cacti in Australia: Best practice control manual for Austrocyllindropuntia, Cyllindropuntia and Opuntia species. Department of Primary Industries and Regional Development (WA), Perth.
- Sheley, R.L., T.J. Svejcar, and B.D. Maxwell. 1996. A theoretical framework for developing successional weed management strategies for rangeland. *Weed Technol.* 10:766–773.
- Sheley, R.L. and J.K. Petroff. 1999. Biology and management of noxious rangeland weeds. Oregon State University. Press. Corvallis, Ore.
- Sheley, R.L., and J. Krueger-Mangold. 2003. Principles for restoring invasive plant-infested rangeland. *Weed Science* 51: 260–265.
- Sheley L.R. 2010. Rangeland Weed Management. Montana State University Extension. and U.S. Department of Agriculture (USDA). File under: Agriculture and Natural Resources (Weeds) Revised April 2010 300-410SA
- Sboop, M.C., E.J. Alford, and H.F. Mayland. 1977. Plains pricklypear is a good forage for cattle. *J. Range Manage.* 30~12-17.
- Sheppard, A.W. 1992. Predicting biological weed control. *Trends Ecol. Evol.* 7:290–296.
- Simberloff, D., J.L. Martin, P. Genovesi, V. Maris, D.A. Wardle, *et al.* 2013. Impacts of biological invasions: What’s what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 58–66.

- Suding, K.N., K.L. Gross, and G.R. Houseman. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 46–53.
- Steffen, W., A. Sanderson, P.D. Tyson, J. Jager, P.A. Matson, *et al.* 2004. *Global change and the earth system: A planet under pressure*. New York: Springer.
- Stock, W.D. and N. Allsopp. 1992. Functional perspective of ecosystems, p. 241–259. *In:* R.M. Cowling (ed.), *The ecology of fynbos. Nutrients, fire, and diversity*. Oxford Univ. Press, Cape Town, South Africa.
- Stuth, J.W. and M. Stafford Smith. 1993. Decision support for grazing lands: an overview. p. 1–36. *In:* J.W. Stuth, and B.G. Lyons (eds.), *Decision support for the management of grazing lands*. Parthenon Publ. Group, New York, N.Y.
- Svejcar, T. and R.J. Tausch. 1991. Anaho Island, Nevada: a relic area dominated by annual invader species. *Rangelands* 13:233–236.
- Tácuna. C. R. E. 2016. Influencia de la Revegetación con Especies Nativas y la Incorporación de Materia Orgánica en la Recuperación de Pastizales Degradados. Tesis para optar el grado de Magister Scientiae en Producción Animal. UNALM. Lima, Perú.
- Tafur. G.L. 2018. Evaluación de Dos Instrumentos de Muestreo para Estimar la Condición de Pastizales. Tesis para optar el grado de Magister Scientiae en Producción Animal. UNALM. Lima, Perú.
- Teague, W.R., R.J. Ansley, U.P. Kreuter, W.E. Pinchack, and J.M. MacGrann 2001. Economic of Managing Mesquite in North Texas: a sensitivity analysis. *Journal Range Management*.54:553-560.
- Terrel, W. 2012. Evaluación ecológica y económica de la crianza en semicautiverio de vicuñas en la U.P. Conocancha. Tesis Mg. Sc. Producción Animal. Lima, PE. Universidad Nacional Agraria La Molina. 123 p.
- Thill, D.C., J.M. Lish, R.H. Callihan, and E.J. Bechinski. 1991. Integrated weed management— a component of integrated pest management: A critical review. *Weed Technol.* 5:648–656.
- Tyser, R.W. and C.H. Key. 1988. Spotted knapweed in natural area fescue grasslands: an ecological assessment. *Northwest Sci.* 62:151–160.

- Trombulak, S.C. and C.A. Frissell. 2000. The ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities: a review. *Conservation Biology*. 14:18–30.
- Turner, C.E., R.W. Pemberton, and S.S. Rosenthal. 1987. Host utilization of native *Cirsium* thistles (Asteraceae) by the introduced weevil *Rhinocyllus conicus* (Coleoptera: Curculionidae) in California. *Environ. Entomol.* 16:111–115.
- US Department of Agriculture (USDA). 2010. *National resources inventory rangeland resource assessment, natural resources conservation service*. Washington, DC: US Department of Agriculture (USDA). http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1041751.pdf.
- Vallentine, J.F. 1989. Range development and improvements. 3rd Ed. Academic Press, San Diego, Calif.
- Versfeld, D.B. and B.W. Van Wilgen. 1986. Impact of woody aliens on ecosystem properties, p. 239–246. *In*: I.A.W. Macdonald, F.J. Kruger, and A.A. Ferrar (eds.), *The ecology and management of biological invasions in South Africa*. Oxford University Press, Cape Town, South Africa.
- Vitousek, P.M. and L.R. Walker. 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecol. Monogr.* 59:247–265.
- Walker, L.R. and S.D. Smith. 1997. Impacts of invasive plants on community and ecosystem properties. p. 69–86. *In*: J.O. Luken and J.W. Thieret (eds.), *Assessment and management of plant invasions*. Springer, New York, N.Y.
- Walker, J.W. 1994. Multi-species grazing: the ecological advantage. *Sheep Res. J. Special Issue*: 52–64.
- Walker, J.W. 1995. Viewpoint: Grazing management and research now and in the next millennium. *J. Range Manage.* 48: 350–357.
- Walker, J.W., S.L. Kronberg, S.L. Al-Rowaily, and N.E. West. 1994. Comparison of sheep and goat preferences for leafy spurge. *J. Range Manage.* 47:429–434.
- Walker, B., S. Carpenter, J. Anderies, N. Abel, C.S. Cumming, *et al.* 2002. Resilience management in social-ecological systems: A working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology* 6: 14.
- Welch, T.G. 1984. Suggestions for chemical weed and brush control on rangeland. *Texas Agr. Ext. Serv. Bull.* 1466.

- Westbrooks, R. 1998. *Invasive plants, changing the landscape of America: Fact book*. Washington, DC: Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds (FICMNEW).
- Westoby, M., B. Walker, and I. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42: 266–274.
- White, P.S. and S.T.A. Pickett. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction, p. 3–13. In: White, P.S. and S.T.A. Pickett (eds.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York, N.Y.
- Whitson, T.S. and D.W. Koch. 1998. Control of downy brome (*Bromus tectorum*) with herbicides and perennial grass competition. *Weed Technol.* 12:391–396.
- Whisenant, S.G. 1999. *Repairing damaged wildlands: A process-orientated, landscape-scale approach* Cambridge. UK: Cambridge University Press.
- Wicks, G.A., C.R. Fender, and O.C. Burnside. 1969. Selective control of plains pricklypear in rangeland with herbicides. *Weed Sci.* 17:408-411.
- Woods, K.D. 1993. Effects of invasion by *Lonicera tatarica* L. on herbs and tree seedlings in four New England forests. *Amer. Midl. Natur.* 130:62–74.
- Workman, J.P. and Scott G.E. 1993. Utah Ranches – An Economic Snapshot. *Rangeland* 15 (6). 253 – 255.
- Wright, H.A. and A.W. Bailey. 1982. *Fire ecology*. John Wiley and Sons, New York, N.Y.
- Zarria, M.R. 2015. *Inventario y estrategias de mejora de los pastizales de los sistemas de producción de alpacas en la sierra central*. Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima, Perú. Tesis Mg.Sc.
- Zavaleta, E.S., R.J. Hobbs, and H.A. Mooney. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 454–459.

VIII. ANEXOS

Dinámica del proceso de invasión

Anexo 01. Resumen de transectos en censo de vegetación

Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales

Formato: Resumen de Registros de Trasección al paso. Hoja 3

Propietarios: Cooperativas Comunal Yurajhuana, Huayllay y Marcapomacocha

Distrito : Tinyahuarco, Huayllay y Marcapomacocha

Zona Ecológica : Paramo muy húmedo - Sub Alpino tropical (pmH-SaT);

Coordenadas : Yurajhuana: UTM 8802209-18L 346365 y 4336 msnm - Huayllay: UTM 8782914-18L350218 y 4398 msnm - Marcapomacocha: UTM 9738332-18L 352221 y 4490 msnm

Tipo de vegetación: Pajonal y césped de puna

Fecha : Febrero del 20197

Técnicos : y José Ruiz Y Cynthia Cabrejos

Familia	Especies	Clave	Ovinos					
			Sin Invasión		Medianamente invadido		Altamente invadido	
			A5	A6	A2	A3	A7	A8
Poaceae	<i>Aciachne pulvinata</i>	Acpu	7	2	5	3	6	
Poaceae	<i>Agrostis breviculmis</i>	Agbre	5	1	0	2		
Poaceae	<i>Agrostis tolucensis</i>	Agto	4					
Rosaceae	<i>Alchemilla diplophylla</i>	Aldi	7	1				
Rosaceae	<i>Alchemilla orbiculata</i>	Alor	1	3	1	6	1	
Rosaceae	<i>Alchemilla pinnata</i>	Alpi	14	9	2	8	1	
Caryophyllaceae	<i>Arenaria digyna</i>	Aredi	1	2	1	0		
Fabaceae	<i>Astragalus garbancillo</i>	Asga	2					
Fabaceae	<i>Astragalus sp.</i>	Assp	1	1	4	11	3	2
Asteraceae	<i>Baccharis alpina</i>	Baal		1	1	1		
Asteraceae	<i>Baccharis tricunata</i>	Batri						1
Asteraceae	<i>Bidens andicola</i>	Bian			0	2		
Poaceae	<i>Bromus catharticus</i>	Broca		2	7	0		
Poaceae	<i>Calamagrostis curvula</i>	Cacu		3				
Cyperaceae	<i>Carex ecuadorica</i>	Caec	12	3	0	1	2	
Poaceae	<i>Calamagrostis sp.</i>	Calasp	2	1				
Poaceae	<i>Calamagrostis rigida</i>	Cari	5	1	0	1	6	2
Orobanchaceae	<i>Castilleja nubigena</i>	Casnu		1				
Poaceae	<i>Calamagrostis vicunarum</i>	Cavi	3	9	1	6	8	1
Caryophyllaceae	<i>Cerastium sp.</i>	Cesp			1	0		
Asteraceae	<i>Chuquiraga spinosa</i>	Chuspi					4	4
Poaceae	<i>Dissanthelium calcynum</i>	Dica					1	1
Cyperaceae	<i>Eleocharis albibracteata</i>	Elal	1	2	1	2		
Asteraceae	<i>Ephedra americana</i>	Epham						2
Poaceae	<i>Festuca humilior</i>	Fehu	19	24	9	0		
Poaceae	<i>Festuca peruviana</i>	Fepe			1	0		
Geraniaceae	<i>Gentiana sedifolia</i>	Gense	1		1	1		
Geraniaceae	<i>Geranium sessiliflorum</i>	Gese	1		3	5	1	
Geraniaceae	<i>Gentianella sp.</i>	Gensp		1				
Gentianaceae	<i>Halenia umbellata</i>	Haum			1	0		
Asteraceae	<i>Hypochoeris sp.</i>	Hysp		4				
Asteraceae	<i>Hypochoeris taraxacoides</i>	Hyta	1	3	2	4		

Juncaceae	<i>Luzula racemosa Desvaux</i>	Lura		3	3	0			
Rosaceae	<i>Margyricarpus pinnatus</i>	Mapin		1					
Poaceae	<i>Nassella brachyphylla</i>	Nabra		2	14	5			
Cactaceae	<i>Opuntia flocosa</i>	Opflo			13	12	61	74	
Oxalidaceae	<i>Oxalis sp.</i>	Oxsp	2		0	1			
Asteraceae	<i>Paranephelius ovatus</i>	Paov	1	1	0	2			
Asteraceae	<i>Paranephelius uniflorus</i>	Paun		8	0	2			
Asteraceae	<i>Perezia multiflora</i>	Pemu	1		3	0			
Plantaginaceae	<i>Plantago australis</i>	Plaau		2					
Plantaginaceae	<i>Plantago lamprophylla</i>	Plalam			1	1			
Plantaginaceae	<i>Plantago sp.</i>	Plasp			2	5			
Plantaginaceae	<i>Plantago tubulosa</i>	Platu	4	3					
Poaceae	<i>Poa candamoana</i>	Poca	1						
Poaceae	<i>Poa gymnantha</i>	Pogym	3		0	1			
Poaceae	<i>Poa marshallii</i>	Pomar	1						
Cyperaceae	<i>Scirpus rigidus</i>	Sciri			6	0			
Asteraceae	<i>Senecio evacoides Schultz-Bip</i>	Seev		1					
Solanaceae	<i>Solanum acaule</i>	Soac	1						
Fabaceae	<i>Trifolium amabile</i>	Triam			1	0			
Fabaceae	<i>Trifolium repens</i>	Trire		1					
Urticaceae	<i>Urtica flabellata</i>	Urfla			1	0			
Asteraceae	<i>Werneria caespitosa</i>	Weca	1						
Asteraceae	<i>Werneria nubigena</i>	Wenu			5	1			
Asteraceae	<i>Werneria pygmaea</i>	Wepy			0	2			
Asteraceae	<i>Werneria sp.</i>	Wesp	2						
Sub Total Vegetación				96	90	84	85	94	87
Roca		R	2	1	2	1	1	3	
Mantillo		M	2	8	7	2	0	0	
Musgo		L	0	2	5	6	0	1	
Pavimento erosión		P	0	0	2	2	3	5	
Suelo desnudo		D	0	0	1	4	2	4	
Subtotal sin vegetación				4	11	16	15	6	13
Total				100	100	100	100	100	100

Anexo 02. Indicadores según nivel de invasión

Indicador		Grado de Invasión		
		Sin Invasión	Medianamente Invasado	Fuertemente Invasado
Estudio <i>Austrocylindropuntia floccosa</i>	Cobertura de invasoras	14.8	37.3	78.0
	Frecuencia de Opuntia	0.0	12.5	61.0
	Frecuencia de Invasoras	14.8	37.3	78.0
	Relación Opuntia/Invasoras	0.0	0.4	0.8
Estructura de la Vegetación	Frecuencia Deseables (ovinos)	62.8	34.5	7.5
	Frecuencia Poco Deseables (ovinos)	17.3	12.3	5.5
	Frecuencia Indeseables (ovinos)	12.8	37.8	77.5
	Frecuencia Gramíneas	44.5	26.5	12.5
	Frecuencia Pseudogramíneas	9.5	6.0	1.0
	Frecuencia Herbáceas	36.0	31.3	1.5
	Frecuencia Arbustivas	2.8	8.5	8.0
	Frecuencia Cactáceas	0.0	12.3	67.5
Productividad de la Vegetación	Biomasa Kg/Ha (peso fresco) - Sin considerar Opuntia	5940.7	2739.2	863.4
	Biomasa Forrajera Kg/Ha (peso seco)	2471.8	1040.3	166.9
Suelo	Cobertura de vegetación	98.5	94.5	91.0
	Cobertura de mantillo	2.5	4.5	0.0
	Pavimento de erosión	0.0	1.0	4.0
	Suelo Desnudo	0.0	3.3	3.0

Anexo 03. Análisis de suelos

ANÁLISIS DE SUELOS : CARACTERIZACION																				
Solicitante :		LABORATORIO DE ECOLOGIA Y UTILIZACION DE PASTIZALES																		
Departamento :		PASCO												Provincia :					PASCO - YAULI	
Distrito :		TINYAHUARCO - HUAYLLAY- MARCAPOMACocha												Predio :					VARIOS	
Referencia :		H.R. 67450-030C-19							Fact.: 3326					Fecha :					13/03/19	
Número de Lab	Claves	pH (1:1)	C.E. (1:1) dS/m	CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico			Clase Textural	CIC meq/100g	Cationes Cambiables					Suma de Cationes	Suma de Bases	% Sat. De Bases
								Arena %	Limo %	Arcilla %			Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	Al ⁺³ + H ⁺			
1759	HY-C2-Casa Blanca	5.61	0.17	0.00	9.40	15.5	131	52	30	18	Fr.	32.32	19.00	0.85	0.58	0.12	0.15	20.70	20.55	64
1760	HY-C3-Poglocancho	4.44	0.05	0.00	2.93	4.4	136	56	28	16	Fr.A.	26.08	3.19	0.52	0.54	0.15	4.95	9.35	4.40	17
1756	Y-C2-Cashagoto	4.61	0.12	0.00	6.40	29.9	233	48	32	20	Fr.	27.68	10.90	0.52	0.89	0.15	0.80	13.26	12.46	45
1757	Y-1-Ayaracra	5.03	0.30	0.00	6.88	4.1	289	38	36	26	Fr.	27.52	12.80	1.03	0.97	0.10	0.10	15.01	14.91	54
9966	MYS-1- Marcapomacocha	6.36	0.18	0.00	9.04	12.9	176	57	36	7	Fr.A.	25.60	21.70	0.75	0.45	0.12	0.00	23.02	23.02	90
9967	MYS-2 Marcapomacocha	7.29	0.33	4.80	9.57	2.8	169	49	40	11	Fr.	27.68	26.60	0.60	0.36	0.11	0.00	27.68	27.68	100
A = Arena ; A.Fr. = Arena Franca ; Fr.A. = Franco Arenoso ; Fr. = Franco ; Fr.L. = Franco Limoso ; L = Limoso ; Fr.Ar.A. = Franco Arcillo Arenoso ; Fr.Ar. = Franco Arcilloso ; Fr.Ar.L. = Franco Arcillo Limoso ; Ar.A. = Arcillo Arenoso ; Ar.L. = Arcillo Limoso ; Ar. = Arcilloso																				

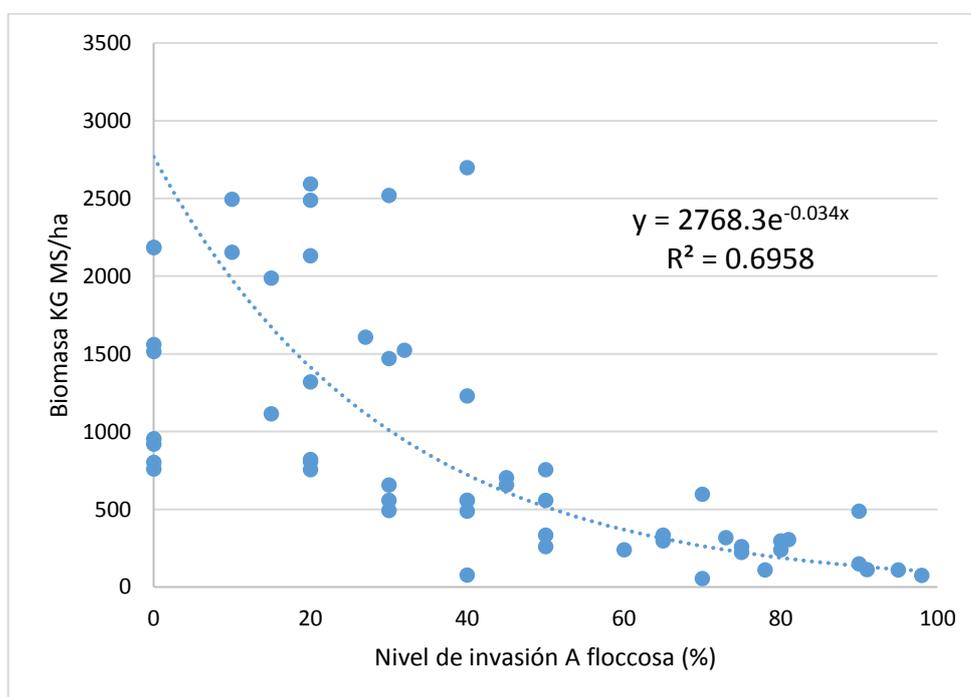
Número de Muestra – Área Experimental		pH (1:1)	C.E. (1:1) dS/m	CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico			Clase Textural	CIC	Cationes Cambiables					Suma de Cationes	Suma de Bases	% Sat. De Bases
Lab	Claves							Arena %	Limo %	Arcilla %			Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	Al ⁺³ + H ⁺			
1755	Y1-C1-Casalaguna	6.73	0.45	1.20	2.40	3.8	46	32	36	32	Fr.Ar.	24.32	20.30	1.38	1.34	0.15	0.00	23.17	23.17	95

Anexo 04. Data de cálculo de regresión exponencial de Biomasa

No.	Áreas Estudio	% INVASIÓN	Biomasa MV Kg/Ha	Biomasa MS Kg/ha
1	ÁREA 5	0	1700	757.35
2	ÁREA 5	0	1800	801.9
3	ÁREA 5	0	2060	917.73
4	ÁREA 5	0	2140	953.37
5	ÁREA 5	0	3400	1514.7
6	ÁREA 5	0	3500	1559.25
7	ÁREA 5	0	4900	2182.95
8	ÁREA 6	0	6000	4084.8
9	ÁREA 6	0	6700	4561.36
10	ÁREA 6	0	7000	4765.6
11	ÁREA 6	0	7000	4765.6
12	ÁREA 6	0	7000	4765.6
13	ÁREA 6	0	8140	5541.712
14	ÁREA 6	0	8600	5854.88
15	ÁREA 6	0	9300	6331.44
16	ÁREA 6	0	11100	7556.88
17	ÁREA 6	0	13740	9354.192
18	ÁREA 6	0	5340	3635.472
19	ÁREA 5	10	5600	2494.8
20	ÁREA 5	15	2500	1113.75
21	ÁREA 5	15	4460	1986.93
22	ÁREA 5	20	2960	1318.68
23	ÁREA 3	40	1700	556.75
24	ÁREA 3	20	2300	753.25
25	ÁREA 3	20	2460	805.65
26	ÁREA 3	20	2500	818.75
27	ÁREA 3	30	1500	491.25
28	ÁREA 3	30	1700	556.75
29	ÁREA 3	30	2000	655
30	ÁREA 3	40	1700	556.75
31	ÁREA 3	45	2000	655
32	ÁREA 3	50	1700	556.75
33	ÁREA 3	50	2300	753.25
34	ÁREA 2	0	4160	2183.584
35	ÁREA 2	40	5140	2697.986
36	ÁREA 2	30	4800	2519.52
37	ÁREA 2	10	4100	2152.09
38	ÁREA 2	20	4060	2131.094
39	ÁREA 2	20	4740	2488.026
40	ÁREA 2	20	4940	2593.006
41	ÁREA 2	27	3060	1606.194
42	ÁREA 2	30	2800	1469.72
43	ÁREA 2	32	2900	1522.21
44	ÁREA 2	40	2340	1228.266
45	ÁREA 7	91	300	110.61
46	ÁREA 7	98	200	73.74

47	ÁREA 7	73	860	317.082
48	ÁREA 7	50	900	331.83
49	ÁREA 7	65	800	294.96
50	ÁREA 7	50	700	258.09
51	ÁREA 7	80	800	294.96
52	ÁREA 7	75	700	258.09
53	ÁREA 7	65	900	331.83
54	ÁREA 7	75	600	221.22
55	ÁREA 7	90	400	147.48
56	ÁREA 8	45	1300	703.56
57	ÁREA 8	70	100	54.12
58	ÁREA 8	40	140	75.768
59	ÁREA 8	78	200	108.24
60	ÁREA 8	80	440	238.128
61	ÁREA 8	60	440	238.128
62	ÁREA 8	81	560	303.072
63	ÁREA 8	40	900	487.08
64	ÁREA 8	70	1100	595.32
65	ÁREA 8	90	900	487.08
66	ÁREA 8	95	200	108.24

Anexo 05. Ecuación de Regresión Exponencial para Biomasa



Evaluación de tres métodos de control de *Austrocylindropuntia floccosa* (Salm-Dyck) Ritter, 1981

Anexo 06: Datos de mortalidad *A. floccosa*

Data Mortalidad *A. floccosa*

Title 'DCA con arreglo factorial 4x2';

input Bloque Tratamiento\$ UE Mort;

cards;

1 Testigo	1	2
1 Testigo	2	3
1 Testigo	3	5
1 Testigo	4	30
1 Testigo	5	20
1 Testigo	6	10
1 Testigo	7	10
1 Testigo	8	5
1 Testigo	9	10
1 Testigo	10	3
1 Testigo	11	5
1 Testigo	12	10
1 Testigo	13	10
1 Testigo	14	5
2 Testigo	1	5
2 Testigo	2	30
2 Testigo	3	50
2 Testigo	4	5
2 Testigo	5	3
2 Testigo	6	2
2 Testigo	7	3
2 Testigo	8	10
2 Testigo	9	5
2 Testigo	10	5
2 Testigo	11	5
2 Testigo	12	5
2 Testigo	13	8
1 Quema	1	10
1 Quema	2	20
1 Quema	3	15
1 Quema	4	15
1 Quema	5	10
1 Quema	6	20
1 Quema	7	20
1 Quema	8	5
1 Quema	9	5
1 Quema	10	5
1 Quema	11	10
1 Quema	12	12
1 Quema	13	8
1 Quema	14	5
1 Quema	15	2
1 Quema	16	5
1 Quema	17	5
1 Quema	18	5
1 Quema	19	10

1 Quema	20	15
2 Quema	1	20
2 Quema	2	20
2 Quema	3	60
2 Quema	4	60
2 Quema	5	50
2 Quema	6	30
2 Quema	7	50
2 Quema	8	50
2 Quema	9	40
2 Quema	10	40
2 Quema	11	20
2 Quema	12	80
2 Quema	13	30
2 Quema	14	20
1 Químico	1	92
1 Químico	2	96
1 Químico	3	95
1 Químico	4	70
1 Químico	5	60
1 Químico	6	70
1 Químico	7	60
1 Químico	8	65
1 Químico	9	40
1 Químico	10	60
1 Químico	11	55
1 Químico	12	80
1 Químico	13	70
1 Químico	14	50
1 Químico	15	30
2 Químico	1	70
2 Químico	2	80
2 Químico	3	90
2 Químico	4	98
2 Químico	5	97
2 Químico	6	98
2 Químico	7	20
2 Químico	8	5
1 Quema +Químico	1	98
1 Quema +Químico	2	96
1 Quema +Químico	3	98
1 Quema +Químico	4	96
1 Quema +Químico	5	94
1 Quema +Químico	6	99
1 Quema +Químico	7	95
1 Quema +Químico	8	95
1 Quema +Químico	9	60
1 Quema +Químico	10	80
1 Quema +Químico	11	99
2 Quema +Químico	1	30
2 Quema +Químico	2	20
2 Quema +Químico	3	85
2 Quema +Químico	4	85
2 Quema +Químico	5	85
2 Quema +Químico	6	98

2	Quema +Químico	7	98
2	Quema +Químico	8	95
2	Quema +Químico	9	98
2	Quema +Químico	10	96
2	Quema +Químico	11	95
2	Quema +Químico	12	98
2	Quema +Químico	13	90
2	Quema +Químico	14	95
2	Quema +Químico	15	85
2	Quema +Químico	16	80
2	Quema +Químico	17	60
2	Quema +Químico	18	85
2	Quema +Químico	19	80
2	Quema +Químico	20	98
2	Quema +Químico	21	98

```

;
proc print;
proc glimmix;
class Bloque Tratamiento UE;
model Mort= Bloque Tratamiento
Tratamiento*Bloque;
lsmeans Tratamiento*Bloque/pdiff;
lsmeans
Tratamiento*Bloque/SLICEDIFF=Tratamiento
slicediff=Bloque cl;
run;
proc glm;
class Bloque Tratamiento UE;
model Mort= Bloque Tratamiento
Tratamiento*Bloque;
test
H=Bloque Tratamiento
E=Tratamiento*Bloque;
means Bloque
Tratamiento/E=Tratamiento*Bloque lines
Duncan;
run;
proc sort data=ruizII;
by Bloque;
run;
proc means data=ruizII STDERR;
var Mort;
by Bloque;
run;
proc sort data=ruizII ;
by Tratamiento;
run;
proc means data=ruizII STDERR;
var Mort;
by Tratamiento;
run;
proc glm data=ruizII;
class Bloque Tratamiento;
model Mort= Bloque Tratamiento;
means Bloque Tratamiento/lines Duncan;
run;

```

data ruizII;
input Bloque Tratamiento\$ Mort;
cards;

1 Control	9.14
2 Control	10.46
1 Manual	10.1
2 Manual	40.71
1 Químico	66.2
2 Químico	69.75
1 Manual + Químico	91.82
2 Manual + Químico	83.52

Anexo. 07. ANVA para mortalidad

Fuente	DF	Tipo III SS Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F-Valor	Pr > F
Ladera	1	1232.0841	1232.0841	3.97	0.0489
Tratamiento	3	109516.318	36505.4393	117.51	<.0001
Ladera*Tratamiento	3	6532.4233	2177.4744	7.01	0.0002
Error	108	33550.38	310.65		
Total corregido	115	158447.06			

Anexo 08. Tabla de efectos principales del método de control y posición topográfica

Control	Ladera		Promedio
	Media	Baja	
Testigo	9.14	10.46	9.80
Quema	10.10	40.71	25.41
Químico	66.20	69.75	67.98
Integrado	91.82	83.52	87.67
Promedio	44.32	51.11	

Anexo 09. Diferencias entre promedios de mortalidad de los efectos simples del tratamiento

Pendiente	Tratamiento	Promedio	Error estándar	P-valor	
Ladera Media	Testigo	9.14	4.7106	0.8764	NS
	Manual-Quema	10.10	3.9411		
	Testigo	9.14	4.7106	<.0001	*
	Integrado	91.82	5.3142		
	Testigo	9.14	4.7106	<.0001	*
	Químico	66.20	4.5508		
	Manual-Quema	10.10	3.9411	<.0001	*
	Manual +Químico	91.82	5.3142		
	Manual	10.10	3.9411	<.0001	*
	Químico	66.20	4.5508		
	Manual + Químico	91.82	5.3142	0.0004	*
Químico	66.20	4.5508			
Ladera Baja	Testigo	10.46	4.8884	<.0001	*
	Manual	40.71	4.7106		
	Testigo	10.46	4.8884	<.0001	*
	Manual + Químico	83.52	3.8462		
	Testigo	10.46	4.8884	<.0001	*
	Químico	69.75	6.2315		
	Manual	40.71	4.7106	<.0001	*
	Manual + Químico	83.52	3.8462		
	Manual	40.71	4.7106	0.0003	*
	Químico	69.75	6.2315		
	Manual + Químico	83.52	3.8462	0.0627	NS
Químico	69.75	6.2315			

*= si existen diferencias entre los promedios de mortalidad de los efectos simples del tratamiento

NS= no existen diferencias entre los promedios de mortalidad de los efectos simples del tratamiento

Evaluación económica de los métodos de control y tratamiento integrado

Anexo 10. Matriz de datos para cálculos de economía de la invasión

Descripción	Unidad	Tratamientos			
		Control	Quema	Tordon	Tordon + Quema
Superficie de parcela	m ²	180	180	180	180
Grado de invasión <i>A. floccosa</i> Antes	%	75	80	70	80
Área Invadida de <i>A floccosa</i> antes	m ²	135	144	126	144
Área sin <i>A floccosa</i> antes	m ²	45	36	54	36
Nivel control <i>A. floccosa</i>	%	9.8	22.7	67.4	86.4
Área sin <i>A floccosa</i> antes	m ²	13.23	32.69	84.92	124.42
Nivel control al 100%	%	7.35	18.16	47.18	69.12
Nivel de invasión después tratamiento	%	67.65	61.84	22.82	10.88
Biomasa según regresión	MS Kg/ha	277.52	338.13	1274.24	1912.31
Índice forrajero extrapolado	%	13.00	35.33	57.67	80.00
Índice forrajero según regresión	%	15.21	37.56	59.90	82.25
Forraje Utilizable después de control	MS Kg/ha	42.21	127.00	763.27	1572.87
Consumo UO	MS Kg/UO	1.25	1.25	1.25	1.25
Consumo forraje/día	UO/ha/día	52.8	158.8	954.1	1966.1
Capacidad de carga	UO/ha/año	0.14	0.43	2.61	5.39
Población ovinos	UO	1000	1000	1000	1000
Carga en UO/año	UO/año	144.6	434.9	2613.9	5386.6
Inversión Inicial/ tratamiento A.	S/. ha	0	101.0	209.37	237.68
Costo Producción UO	S/. Año	26.3	26.3	26.3	26.3
Costos fijos S/.		12.9	12.9	12.9	12.9
Manejo (Pastoreo -Inseminación)		12.3	12.3	12.3	12.3
Suplementos/ mantenimiento		0.6	0.6	0.6	0.6
Costos fijos S/.		14.8	14.8	14.8	14.8
Esquila UO		3.3	3.3	3.3	3.3
Sanidad		11.5	11.5	11.5	11.5
Ingresos Bruto UO		151	151	151	151
Peso UO	Kg	50	50	50	50
Ingreso Carcasa - 7.5 x kg p. vivo.	S/.	75	75	75	75
Ingreso vellón - 7lb/UO a Lb x7 soles	S/.	56	56	56	56
Ingreso Guano UO	S/.	20	20	20	20
Ingreso bruto x UO de saca 20%	S/.	151	151	151	151
Ingreso Bruto UO	S/. /ha/año	21.8	65.7	394.7	813.4

Anexo 11. Cálculo de inversiones

Categoría	Medida	Cantidad	Precio Unitario S/.	1000ha	01ha
Tierra (valor de la tierra)	Has	1000	800	800000.0	
Vientres UO	UO	1000	350	350000.0	
Cercos	Hectáreas	1000	181.393	181393.0	
Bebederos	Unidades	100	22.5	2250.0	
Instalaciones	Global	1	15000	15000.0	
Equipos	Global	1	30000	30000.0	
Total				1378643.0	1378.6

Anexo 12. Cálculos económicos por tratamiento de control del A. *Floccosa*.

Testigo																					
Componentes	Año 0	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4	Año 5	Año 6	Año 7	Año 8	Año 9	Año 10	Año 11	Año 12	Año 13	Año 14	Año 15	Año 16	Año 17	Año 18	Año 19	Año 20
Inversión	1378.64																				
Ingresos Bruto		21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83	21.83
Costo operación		3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79	3.79
Ingreso Neto	-1378.64	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03	18.03
VAN	-5/1,235.04																				
TIR	-10%	Periodo recuperacion de inversión					76.45														
PRK	76.45																				

Manual - Quema																					
Componentes	Año 0	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4	Año 5	Año 6	Año 7	Año 8	Año 9	Año 10	Año 11	Año 12	Año 13	Año 14	Año 15	Año 16	Año 17	Año 18	Año 19	Año 20
Inversión	1479.64																				
Ingresos Bruto		65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67	65.67
Costo operación		11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42	11.42
Ingreso Neto	-1479.64	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25	54.25
VAN	-5/1,047.60																				
TIR	-3%	Periodo recuperacion de inversión					27.27														
PRK	27.27																				

Químico																					
Componentes	Año 0	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4	Año 5	Año 6	Año 7	Año 8	Año 9	Año 10	Año 11	Año 12	Año 13	Año 14	Año 15	Año 16	Año 17	Año 18	Año 19	Año 20
Inversión	1588.0																				
Ingresos Bruto		394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73	394.73
Costo operación		68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62	68.62
Ingreso Neto	-1588.0	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1	326.1
VAN	5/1,008.88																				
TIR	20%	Periodo recuperacion de inversión					4.87														
PRK	4.87																				

Integrado																					
Componentes	Año 0	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4	Año 5	Año 6	Año 7	Año 8	Año 9	Año 10	Año 11	Año 12	Año 13	Año 14	Año 15	Año 16	Año 17	Año 18	Año 19	Año 20
Inversión	1616.32																				
Ingresos Bruto		813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37	813.37
Costo operación		141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40	141.40
Ingreso Neto	-1616.32	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0	672.0
VAN	5/3,734.82																			1343.9	1343.9
TIR	42%	Periodo recuperacion de inversión					2.4														
PRK	2.41																				

Anexo 13. Calculo de indicadores economicos por tratamiento de control del *A. floccosa*

Tratamiento	Nivel invasión post tratamiento <i>A. floccosa</i> (%)	Biomasa (Kg/ha)	Índice Forrajero (%)	Forraje Kg/ha	Consumo Kg MS/UO/día	Consumo forraje UO/día	Carga UO/Ha/año	Valor de Inversiones / ha	I= Costo Tratamiento S/. /ha	Inversión Total S/.	Ingreso Bruto UO S/. /ha/año	Costo Mante. UO /año	Ingreso Neto S/. Año	VAN	TIR	PRK
Testigo	67.65	277.52	15.21	42.21	1.25	52.76	0.14	1378.64	0	1378.64	21.83	3.79	18.03	-1235.04	-10.37	76.45
Quema	61.84	338.13	37.56	126.99	1.25	158.74	0.43	1378.64	101	1479.64	65.67	11.42	54.25	-1047.60	-2.79	27.27
Químico	22.82	1274.24	59.90	763.31	1.25	954.14	2.61	1378.64	209.37	1588.01	394.73	68.62	326.11	1008.88	20.00	4.87
Integrado	10.88	1912.31	82.25	1572.87	1.25	1966.09	5.39	1378.64	237.68	1616.32	813.37	141.40	671.97	3734.82	41.53	2.41