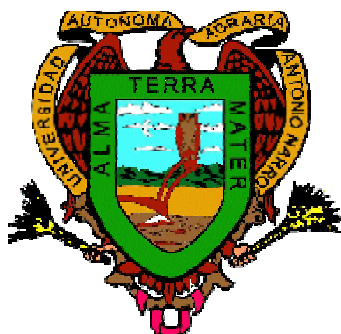


Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro

División Ciencia Animal

Departamento Recursos Naturales Renovables



**Efecto del pastoreo en características de suelo y
vegetación**

POR:

HEISLER ALEJANDRO LEINES IBARRA

Tesis

**Presentada como Requisito Parcial para
Obtener el Título de:**

INGENIERO AGRÓNOMO ZOOTECNISTA

Buenavista, Saltillo, Coahuila. Noviembre de 2012

Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro

División Ciencia Animal

Departamento Recursos Naturales Renovables

Efecto del pastoreo en características de suelo y vegetación

Por:

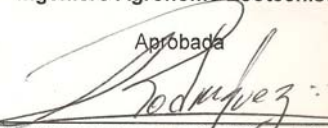
Heisler Alejandro Leines Ibarra


Tesis

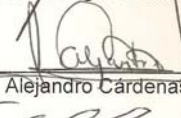
Que somete a consideración del H. Jurado Examinador
como requisito parcial, para obtener el título de:

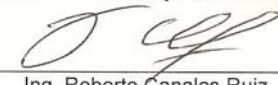
Ingeniero Agrónomo Zootecnista

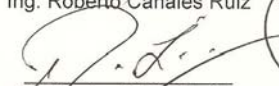
Aprobada


Dr. Alvaro Fernando Rodríguez Rivera


Dr. Ruben Lopez Cervantes


MC. Alejandro Cárdenas Blanco


Ing. Roberto Canales Ruiz


Dr. Ramiro López Trujillo
Coordinador División Ciencia Animal



Buenavista, Saltillo, Coahuila, México, Noviembre de 2012

DEDICATORIA

Dedico esta tesis profesional a todos los que fueron parte de la investigación, así como de las personas que siempre estuvieron conmigo y creyeron en mi capacidad para poder llevar a cabo este escrito.

A mi familia, como una muestra de que todo el esfuerzo que hicieron para que yo pudiera estudiar una carrera profesional no fue en vano, por la motivación que me dieron pero sobre todo por creer en mí.

A mis asesores, les dedico esta parte de mi vida, y a que son parte esencial de mi desarrollo profesional y el logro de poder presentar este trabajo de tesis.

A los amigos que siempre estuvieron en los momentos buenos y malos y de quienes recibí consejos y buenas enseñanzas para seguir adelante, en cada ocasión que las cosas se complicaban y en los momentos de alegría.

A mi Alma Mater:

A esta gran universidad por ser la mejor, pero principalmente por abrigarme durante 5 años y empapar me de los conocimientos agronómicos, científicos y tecnológicos para llegar a ser un profesionalista de esta país, dedico a los Ing. M.C. y Doctores que me impartieron clases dentro y fuera de las aulas, y solo me queda decir "SOY BUITRE POR SIEMPRE", gracias Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.

AGRADECIMIENTOS

A Dios

Por todo este universo llenado con la vida y la salud que me ha brindado, pero sobre todo la oportunidad de poder llegar a esta meta de terminar mi carrera y presentar este trabajo de tesis.

A Mis Padres:

Héctor Alejandro Leines Silva y Paz Guadalupe Ibarra Pequeño

Por haberme traído a este mundo y ser parte esencial de cada momento de mi vida, por sus consejos y apoyo incondicional, por aguantar y entender mi ausencia, dedico todo lo que he logrado hasta este momento, a ustedes mi cariño y todo mi amor.

A mis Hermanos:

Yeimi Guadalupe Leines Ibarra y Randely Dayan Leines Ibarra

Por todo el cariño que siempre me han dado, por la amistad que conservamos y la felicidad que hemos vivido en muchos momentos, agradezco a ellos su comprensión de que en momentos se hayan visto restringidos a algo, para que yo pudiera tener lo necesario para poder lograr esta meta.

Al Dr. Álvaro Fernando Rodríguez Rivera

Por transmitirme sus conocimientos como mi asesor para la realización de esta tesis profesional, los consejos que me ha dado, la paciencia que tubo conmigo, y las atenciones que en todo momento brindo hacia mi persona.

Al Dr. Rubén López Cervantes

Por su gran apoyo en este trabajo, compartir sus conocimientos y su buena amistad.

A la Tec. Lab. Martha Patricia Herrera Gaitán

Por su gran apoyo en la realización de análisis de suelos, compartir sus conocimientos conmigo y la amistad brindada.

A mis Tíos

Eleuterio, Maricruz, Elibeth, Heberto, Ninfa, Linda, Telvina, Carmen, Luis, y en especial a: Amador Silva Estrada (Q.E.P.D) +

A mis Abuelos:

Alejandra Silva Estrada
Faustiniano de la Cruz Estrada
José Ibarra Abundis

A Salvador Darío Valdivia Montes y Daniel Soto Muñoz

Por su gran amistad y por haber compartido experiencias a lo largo de la carrera, por ser siempre los buenos amigos desde que nos conocimos.

A las familias:

Uribe Charles, López Juárez y Cortez Cedillo

A La Rondalla de Saltillo

A los integrantes que conocí en mi paso por esta gran agrupación, que me abrió las puertas para poder desenvolverme en un ámbito cultural y de la cual me siento muy orgulloso de haber pertenecido ya que fue un sueño hecho realidad. A mis hermanos de esta gran familia:

Galileo, Francisco Mendieta, José Antonio, Armando Arredondo, Elías López, Luis Carlos, Jorge Martínez, Luis Antonio, Amador Hernández, Braulio de la cruz, Leonardo Daniel, Luis Martínez, Salvador Romero, Juan Carlos, Mauricio Galicia, Alejandro, Fernando, Jorge, Oscar Rafael, Alan, Simón Rodríguez, Clemente y Manuel Alejandro.

Y al apoyo y gran amistad del Sr. Juan Antonio Coronado, Ing. Filiberto Velarde y Ing. Alfredo Hernández

A mis Compañeros de Carrera:

Julio Fabián, Cesar Reyes, Aldo Rodríguez, Alfredo Ginés, Rolando Nieves, Violeta Macías, Jorge Caraveo, Eduardo Coutiño y Jaime.

A los buenos amigos y amigas:

Leyver vite, Luis Erick, Noé Alfredo, Ricardo, Jesús Manuel, Anatolio, Juan Alberto, María Helena, Cintia Vianey, Karla, Bivisney, Ana, Carlos, Gabriela, Comadre Myrna, Blasa, Cinthya, Linda, Eder, Reyna, Hugo, Mayra Cipriano, Copitsy, Vanesa, Marlene, Flor Salgado, Juanita y María de los Ángeles.

RESUMEN

El presente trabajo se realizó en el Ejido “Providencia” municipio Saltillo el cual tiene las siguientes características; su ubicación geográfica es la siguiente: 25° 14'51" latitud norte y 101° 08'30" longitud oeste. Para trasladarse a dicho ejido se tiene que transitar por la carretera Saltillo Concepción del Oro Zacatecas y en el kilometro 18 voltear hacia la izquierda por la carretera a General Cepeda y a 9 kilómetros de se haya el Ejido Providencia en el municipio Saltillo. Se determinó características de suelo: densidad de sólidos, contenido de materia orgánica, textura, pH, Presencia de carbonatos, espacio Poroso, determinación de la producción de forraje.

De los principales resultados observados se pueden menciona lo siguientes:

1. El pH del suelo; en esta área, los valores fluctuaron entre 8.22 y 8.54, lo que lo clasifica como muy alcalino, estos altos valores de pH, en gran parte se pueden deber a las cantidades tan altas de carbonatos totales, porque estos oscilaron entre 46.12 la inferior y 89.75 por ciento, para la superior.
2. Sin embargo estos suelos no son salinos, porque los valores de la conductividad eléctrica (CE) no superan los 200 ms/cm.
3. *Aristida longiseta*, supero a los otros tres tipos de vegetación, ya que en el peso seco fue de 81.39 g. y aventajo en 45 por ciento del peso a las otras especies presentes.
4. En cuanto a la cobertura vegetal de esta área, se tiene la mayor presencia de *Aristida longiseta* y *Acacia farnesiana*, en otras palabras son las especies más frecuentes en esta área.
5. Los suelos se caracterizan por que en la profundidad de muestreo de 0-15 cm. la textura dominante fue de migajón-arcillo-arenoso, a migajón arenoso; mientras que en la profundidad de 15-30 cm. la textura presente fue el migajón.
6. El contenido de MO en la profundidad de muestreo de 0-15 cm. presenta valores que hacen que se clasifique como suelos medianamente ricos.
7. En la profundidad de muestreo de 15-30 cm, fue de migajón arcilloso a arcilla.
8. El pH de los suelos sea muy alcalino y para esta área de estudio hay indicio de que los suelos tengan problemas de sales, porque la conductividad eléctrica, para todos los sitios de muestreo, es superior a los 200 ms/cm.

PALABRAS CLAVE: Efecto, pastoreo, pisoteo, características, suelo, vegetación, forraje

Índice de Contenido

Concepto	Página
INTRODUCCIÓN	1
Objetivo general	3
MATERIALES Y METODOS	4
Ejido “Providencia” municipio Saltillo	4
Determinación de características de suelo	4
Densidad de sólidos	4
Contenido de materia orgánica	4
Textura	4
pH	5
Presencia de carbonatos	5
Espacio Poroso	5
Determinación de la Producción de Forraje	5
Análisis estadístico	6
REVISIÓN DE LITERATURA	7
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	23
Cuadro 1. Nivel nutricional del suelo en el ejido providencia del municipio de Saltillo.	24
Cuadro 2. Producción de forraje de las especies vegetativas, distribuidos por distancias y parcelas en el ejido Providencia municipio Saltillo.	27
Cuadro 3, Cobertura vegetal (frecuencia de las especies muestreadas en un Km. de distancia; cada 5 metros), en la comunidad vegetacional del ejido Providencia municipio Saltillo.	28
Cuadro 4. Nivel nutricional del suelo en el ejido providencia municipio de Saltillo.	30
Cuadro 5. Producción de forraje de especies presentes en el pastizal natural del ejido Providencia municipio Saltillo, en distintas distancias y parcelas.	33
Cuadro 6, Cobertura vegetal (frecuencia de las especies muestreadas en un Km. de distancia; cada 5 metros) de las especies presentes en el pastizal natural en el ejido Providencia municipio Saltillo.	34
Cuadro 7. Nivel nutricional del suelo en el pastizal natural en el ejido Providencia municipio de Saltillo.	36
Cuadro 8. Producción de forraje de las especies vegetativas, existentes en el pastizal natural en el ejido Providencia municipio Saltillo, distribuidos por distancias y parcelas.	39
Cuadro 9. Cobertura vegetal (frecuencia de las especies muestreadas en un Km. de distancia; cada 5 metros).	40
CONCLUSIONES	41
LITERATURA CITADA	42

INTRODUCCIÓN

La degradación de los recursos naturales existentes en las cuencas hidrográficas, se ha convertido en uno de los problemas ambientales, sociales y económicos más importantes de nuestro país. Esta ocurre principalmente en las partes medias y altas, ocasionando la pérdida de la cobertura vegetal y sus efectos inevitables en la diversidad biológica, alteración en los regímenes hídricos y mayor erosión. Dicha degradación se debe a la falta de conciencia ambiental, escasos conocimientos técnicos para un manejo sustentable, mínimas inversiones para prevenirla o revertirla, propiciando fuertes cambios de uso de suelo principalmente de forestal a agrícola. Otros factores que han contribuido a la problemática ambiental existente, son la deforestación, incendios, plagas y enfermedades, pastoreos desordenados y malas prácticas de manejo.

En las plantas, el tipo funcional se ha definido como aquel grupo de especies que utilizan la misma clase de recursos de un modo semejante, exhibiendo respuestas similares a las condiciones ambientales y con efectos comunes sobre los procesos ecosistémicos dominantes (Walker, 1992; Noble y Gitay, 1996). Estos atributos funcionales adquieren gran importancia en las evaluaciones de las respuestas ecosistémicas a los disturbios (Tilman y Downing, 1994; Epstein y col., 1997; Díaz y col., 1997; Paruelo y col., 1998). En pastizales naturales, se ha prestado mucha atención a los tipos fotosintéticos C_3 y C_4 , como indicadores de cambios ambientales (Epstein y col., 1997). Según Polley (1997) el aumento en la concentración de CO_2 en la atmósfera producirá cambios notables en la composición de especies C_3 y C_4 , en áreas de transición entre bosques y pastizales.

El estudio de las relaciones cuantitativas entre la productividad de los grupos funcionales de Poaceae C_3 y C_4 y las variables ambientales es crucial para comprender la dinámica de las comunidades vegetales de pastizales (Epstein y col., 1997). Se ha demostrado que las especies C_4 tienen una mayor eficiencia en el uso del agua que las especies C_3 (Pearcy y Ehleringer, 1984).

El fuego y el pastoreo son los factores principales que afectan la estructura y diversidad de las comunidades de pastizales (Sala, 1988; Belsky, 1992; Noy-Meir, 1995; Collins, 1987) y sus efectos dependen de la historia evolutiva, de la relación planta-herbívoro y del tipo de ecosistema (Milchunas y col., 1988). La remoción del forraje, modifica el microclima, principalmente el espectro lumínico (Deregibus y col., 1985) y altera las condiciones de crecimiento de las especies C_3 y C_4 (Steuter, 1987).

El fuego, a través de la remoción de material muerto en pie, mejora la producción del pastizal, favoreciendo el crecimiento de las Poaceae C₄ (Anderson, 1982). A su vez, el pastoreo selectivo postfuego, de las especies C₃ dominantes, suele favorecer la posición competitiva de las especies C₄ (Lubchencko, 1978; Ode y col., 1980). Luego de ocurrido el evento del fuego, las Poaceae C₄, generalmente responden en forma favorable e incrementan: su vigor, la densidad de macollos y biomasa, la floración y el mejoramiento en la producción de semillas y germinación de las mismas (Collins y Wallace, 1990). Estas evidencias ponen de manifiesto la importancia de las quemadas al final del período de reposo invernal.

El pastoreo liviano o la supresión del fuego en pastizales altos provocan una acumulación de material muerto y un auto sombreado que podrían favorecer a las especies C₃ (Ode y col., 1980). Este material muerto depositado sobre el suelo, puede ser un factor de control (Ketling, 1954), evitando la emergencia de plántulas y macollos de la especie dominante (Penfound, 1964).

Steuter (1987) estudió el efecto del fuego sobre el balance de las especies C₃ y C₄ en los pastizales de Norteamérica, y los resultados obtenidos mostraron que el fuego incrementó la producción del componente C₃, independiente de la época de ocurrencia del fuego. Este autor planteó la hipótesis de que la relación C₃/C₄, en los pastizales altos, parece ser el resultado de una adaptación a largo plazo, más que un ajuste en el corto plazo o a efectos temporales, mientras que dicha relación en las comunidades de pastizales bajos responde a ajustes en el corto plazo o a los cambios causados por el fuego, la humedad, la temperatura y la luz.

Según Howe (1994), en los pastizales altos de Norteamérica, la quema durante la estación de reposo y la exclusión al pastoreo son intervenciones humanas que podrían promover artificialmente la dominancia de pastos altos C₄ reduciendo la diversidad del pastizal. Como los períodos productivos de las Poaceae C₃ y C₄ están desplazados en el tiempo (Ode y col., 1980), el enriquecimiento del pastizal alto con especies C₄ podría modificar algunos atributos del pastizal como por ejemplo, oferta forrajera a través del año, calidad y diversidad florística, pero no existe certeza de que ello ocurra.

En los pastizales serranos centro argentinos, aún no se ha estudiado como el fuego, el pastoreo o su combinación, afectan las relaciones entre las Poaceae tipo C₃ y C₄ en términos de diversidad y cobertura. Sólo existen trabajos florísticos y de distribución (Cavagnaro, 1988; Sánchez y Arriaga 1990; Cabido y col., 1997). Bajo el punto de vista de la conservación de la diversidad vegetal y del manejo productivo de este ecosistema, no se ha evaluado si el fuego por sí mismo o en combinación con el pastoreo podrían ser herramientas útiles en la manipulación de la relación de Poaceae C₃/C₄.

Para esclarecer estos interrogantes se plantearon los siguientes objetivos: (1) evaluar los efectos del fuego, pastoreo y su combinación sobre la cobertura y diversidad de los tipos funcionales C₃ y C₄, (2) evaluar si la situación de manejo postfuego actual cumple con los requisitos de conservación de la diversidad y calidad del pastizal.

La degradación de los recursos naturales en la mayoría de las ocasiones se inicia con la alteración de la cubierta vegetal, con lo que se reduce la infiltración del agua al subsuelo, se incrementan los escurrimientos superficiales y la erosión, el acarreo de sedimentos de las partes altas y medias a las partes bajas, que ocasionan efectos negativos como el azolvamiento de la infraestructura hidráulica y desbordamientos e inundaciones que se traducen en pérdidas sociales y económicas

Particularmente en la Cuenca Alta del Río Lerma (CARL), el desarrollo económico que ha tenido, además de la falta de planeación y manejo sustentable, han sido factores que han aumentado la presión y degradación de sus recursos naturales.

Sin lugar a duda, las obras y prácticas de conservación de suelo y agua, son la mejor opción para conservar, recuperar, rehabilitar y acondicionar áreas degradadas, con la finalidad de reincorporarlas a su uso original y a otras actividades productivas

Las obras y prácticas de CSA requieren de importantes sumas de recursos financieros, de una mayor voluntad política y de una decidida intervención de las autoridades, por lo que se considera una tarea difícil tanto para el Estado como para la sociedad civil, pero es evidente que de no actuar inmediatamente, posteriormente las implicaciones y los costos serán mayores

Objetivo general

Determinar el efecto del pastoreo con dos cargas animal; carga animal alta (CAA) y carga animal mediana (CAM) sobre las características de suelo (porosidad, compactación, nivel nutricional) y vegetación (producción de forraje)

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se realizó en el Ejido “Providencia” municipio Saltillo el cual tiene las siguientes características

Ejido “Providencia” municipio Saltillo

Su ubicación geográfica es la siguiente: 25° 14´51” latitud norte y 101° 08´30” longitud oeste. Para trasladarse a dicho ejido se tiene que transitar por la carretera Saltillo Concepción del Oro Zacatecas y en el kilometro 18 voltear hacia la izquierda por la carretera a General Cepeda y a 9 kilómetros de se haya el Ejido Providencia en el municipio Saltillo. (Flores, 1999).

Determinación de características de suelo

Densidad aparente: Se determinó por el método de la probeta el cual consiste en colocar un poco de suelo seco a la estufa en una probeta previamente secada y pesada luego se deben dar aproximadamente treinta golpes verticales a una frecuencia de aproximadamente uno por segundo con una franela, después se toma el volumen que queda al suelo y se elimina el peso de la probeta vacía y se utiliza la fórmula $D_a = m_s/v_t$ donde D_a : Densidad aparente, m_s : Masa de los sólidos y v_t : es el volumen final del suelo compacto (Gandoy, 1991).

Densidad de sólidos: Se determinó por el método del picnómetro el cual consiste en pesar 10gr. de suelo seco a la estufa a una temperatura de 64°C durante 48 hr. después añadir agua destilada hasta completar aproximadamente la mitad del volumen del picnómetro, calentar en la parrilla eléctrica y dejar a enfriar posteriormente llenar el picnómetro con agua destilada y tomar la temperatura tapar, secar el picnómetro y pesar, la fórmula utilizada fue $D_s = m_s/v_s$, donde m_s : es la masa de sólidos y v_s : es el volumen de los sólidos. (Gandoy, 1991).

Contenido de materia orgánica: Se aplicó el método de Walkey y Black, (titulación con ácido sulfúrico), el cual consiste en pesar 1 gr. de suelo seco a la estufa, y colocarlo en un matraz Erlen Meyer de 500ml. agregar 10 mililitros de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$ 1N) y 20ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado, dejar enfriar y agregar 200ml de agua destilada y 4 gotas de indicador ortofenantrolina, titular con $FeSO_4$. (Aguilar, y col., 1987).

Textura: Se determinó por el método del hidrometro Bouyoucus, el cual consiste en: secar la muestra de suelo en estufa, calibrar el hidrometro con el hexametafosfato y agua destilada, pesar 40 gr. de suelo seco, agregar 50 mililitros de hexametafosfato y agitar durante 5 min. Pasar la muestra a un

cilindro de sedimentación (probeta de 1000 ml.), y aforar a 1000 ml. Agitar con agitador manual y a los treinta segundos introducir el hidrometro y registrar la lectura y temperatura, esperar 120 min. y tomar la segunda lectura y temperatura. (Gandoy, 1991), Los datos se interpretan utilizando la fórmula:
$$P = \frac{(R+AR)-(Rc+ARc)}{W} (100)$$

Dónde: R: lectura del hidrometro.

AR: Corrección por temperatura en la probeta.

Rc: Lectura del hidrometro en solución dispersora.

Arc: Corrección por temperatura En el cilindro de sedimentación con solución dispersora.

W: Peso seco de la muestra

pH: Utilizando un potenciómetro, en vasos de precipitado se coloca aproximadamente 40gr. de suelo y llenar hasta la mitad del volumen del vaso con agua destilada y posteriormente tomar la lectura con el potenciómetro. (Aguilar y col., 1987).

Presencia de carbonatos: Se determinó por titulación con hidróxido de sodio. Primero se pesan 5 gr. de suelo seco a la estufa, colocar en un vaso de precipitado, agregar 100ml de ácido clorhídrico 1N, cubrir con un vidrio de reloj y agitar, dejar reposar 3 hr. Tomar 20ml del líquido y colocar en un matraz de 250ml. agregar 6 ó 8 gotas de bromotimol-azul y titular con hidróxido de sodio. (Aguilar y col., 1987).

Espacio Poroso: Por la fórmula $E=1-Da/Ds$, dónde Da: es densidad aparente y Ds: es densidad de sólidos.

Nitrógeno Total: utilizando la siguiente Fórmula:

% NT=% MO/20, dónde; % MO: Por ciento de materia orgánica.

Capacidad de intercambio catiónico: utilizando la siguiente fórmula:

$CIC = (\%Arcilla \cdot 0.5) + (\%MO \cdot 2)$,

Dónde: %MO: Por ciento de materia orgánica.

Determinación de la Producción de Forraje

La metodología empleada fue a través de corte, medición y pesaje de la producción de forraje en treinta parcelas de 2 x 2 metros en el ejido Providencia del municipio de Saltillo.

Para ello se ubicaron las parcelas de manera sistemáticamente de tal manera que se cumpliera con la representatividad de los diferentes tipos de vegetación existente en los pastizales de las áreas experimentales, tanto en el rancho como en el ejido.

Consecuentemente se delimitó la parcela de 2 x 2 metros, se midió la altura de diez plantas/especie y se procedió al corte de las plantas existentes, la cual se colocó en una bolsa de papel todas las plantas de una misma especie. Se metieron a la secadora del Departamento Recursos Naturales Renovables por setenta y dos horas a 50 °C, y después se pesó las muestras de forraje par así analizar estadísticamente dichos datos.

Análisis estadístico

Asimismo se realizó un análisis de comparación de medias

Aplicación de fórmulas para en análisis de las muestras de producción de forraje.

Aplicación de formulas para determinar las características de suelo

REVISIÓN DE LITERATURA

En las plantas, el tipo funcional se ha definido como aquel grupo de especies que utilizan la misma clase de recursos de un modo semejante, exhibiendo respuestas similares a las condiciones ambientales y con efectos comunes sobre los procesos ecosistémicos dominantes (Walker, 1992; Noble y Gitay, 1996). Estos atributos funcionales adquieren gran importancia en las evaluaciones de las respuestas ecosistémicas a los disturbios (Tilman y Downing, 1994; Epstein y col., 1997; Díaz col., 1997; Paruelo y col., 1998). En pastizales naturales, se ha prestado mucha atención a los tipos fotosintéticos C3 y C4, como indicadores de cambios ambientales (Epstein y col., 1997). Según Polley (1997) el aumento en la concentración de CO₂ en la atmósfera producirá cambios notables en la composición de especies C3 y C4, en áreas de transición entre bosques y pastizales.

El estudio de las relaciones cuantitativas entre la productividad de los grupos funcionales de Poaceae C3 y C4 y las variables ambientales es crucial para comprender la dinámica de las comunidades vegetales de pastizales (Epstein y col., 1997). Se ha demostrado que las especies C4 tienen una mayor eficiencia en el uso del agua que las especies C3 (Percy y Ehleringer, 1984).

El fuego y el pastoreo son los factores principales que afectan la estructura y diversidad de las comunidades de pastizales (Sala, 1988; Belsky, 1992; Noy-Meir, 1995; Collins, 1987) y sus efectos dependen de la historia evolutiva, de la relación planta-herbívoro y del tipo de ecosistema (Milchunas y col., 1988). La remoción del forraje, modifica el microclima, principalmente el espectro lumínico (Deregibus y col., 1985) y altera las condiciones de crecimiento de las especies C3 y C4 (Steuter, 1987).

El fuego, a través de la remoción de material muerto en pie, mejora la producción del pastizal, favoreciendo el crecimiento de las Poaceae C4 (Anderson, 1982). A su vez, el pastoreo selectivo postfuego, de las especies C₃ dominantes, suele favorecer la posición competitiva de las especies C₄ (Lubchencko, 1978; Ode y col., 1980).

Luego de ocurrido el evento del fuego, las Poaceae C₄, generalmente responden en forma favorable e incrementan: su vigor, la densidad de macollos y biomasa, la floración y el mejoramiento en la producción de semillas y germinación de las mismas, estas evidencias ponen de manifiesto la importancia de las quemadas al final del período de reposo invernal (Collins y Wallace, 1990).

El pastoreo liviano o la supresión del fuego en pastizales altos provocan una acumulación de material muerto y un autosombreado que podrían favorecer a las especies C_3 (Ode y col., 1980). Este material muerto depositado sobre el suelo, puede ser un factor de control (Ketling, 1954), evitando la emergencia de plántulas y macollos de la especie dominante (Penfound, 1964).

Steuter (1987) estudió el efecto del fuego sobre el balance de las especies C_3 y C_4 en los pastizales de Norteamérica, y los resultados obtenidos mostraron que el fuego incrementó la producción del componente C_3 , independiente de la época de ocurrencia del fuego, este autor planteó la hipótesis de que la relación C_3 / C_4 , en los pastizales altos, parece ser el resultado de una adaptación a largo plazo, más que un ajuste en el corto plazo o a efectos temporales, mientras que dicha relación en las comunidades de pastizales bajos responde a ajustes en el corto plazo o a los cambios causados por el fuego, la humedad, la temperatura y la luz.

Según (Howe (1994), en los pastizales altos de Norteamérica, la quema durante la estación de reposo y la exclusión al pastoreo son intervenciones humanas que podrían promover artificialmente la dominancia de pastos altos C_4 reduciendo la diversidad del pastizal. Como los períodos productivos de las Poaceae C_3 y C_4 están desplazados en el tiempo el enriquecimiento del pastizal alto con especies C_4 podría modificar algunos atributos del pastizal como por ejemplo, oferta forrajera a través del año, calidad y diversidad florística, pero no existe certeza de que ello ocurra (Ode y col., 1980).

En los pastizales serranos centroargentinos, aún no se ha estudiado como el fuego, el pastoreo o su combinación, afectan las relaciones entre las Poaceae tipo C_3 y C_4 en términos de diversidad y cobertura. Sólo existen trabajos florísticos y de distribución (Cavagnaro, 1988; Sánchez y Arriaga 1990;), bajo el punto de vista de la conservación de la diversidad vegetal y del manejo productivo de este ecosistema, no se ha evaluado si el fuego por sí mismo o en combinación con el pastoreo podrían ser herramientas útiles en la manipulación de la relación de Poaceae C_3/C_4 . Para esclarecer estos interrogantes se plantearon los siguientes objetivos: (1) evaluar los efectos del fuego, pastoreo y su combinación sobre la cobertura y diversidad de los tipos funcionales C_3 y C_4 , (2) evaluar si la situación de manejo postfuego actual cumple con los requisitos de conservación de la diversidad y calidad del pastizal (Cabido y col., 1997).

La degradación de los suelos, es definida por la UNCED (1992) como “El proceso que disminuye la capacidad actual y potencial del suelo para producir bienes y servicios”. A partir de la reunión sobre degradación de suelos realizada en Roma en 1974 (FAO-PNUMA-UNESCO, 1980), se definieron seis tipos de degradación, que son: la erosión hídrica y eólica; la degradación biológica, asociada con la disminución de materia orgánica y fertilidad del suelo; la degradación química, que se refiere a problemas de acidificación y toxicidad; el exceso de sales y sodificación; y la degradación física, la cual se refiere a los cambios adversos en las propiedades físicas del suelo (porosidad, permeabilidad, densidad aparente o de volumen y estabilidad estructural) Cavagnaro, (1988).

El último tipo de degradación afecta áreas agrícolas, donde el uso excesivo de maquinaria produce efectos negativos y áreas de pastizal, donde la degradación física es consecuencia del sobrepastoreo. El efecto de la degradación física es mayor al asociarse a otros tipos de degradación, ya que la física favorece el escurrimiento y la erosión hídrica, además, ésta contribuye al incremento de la degradación biológica, al reducir la cobertura vegetal y el contenido de materia orgánica del suelo, lo cual, agrava el efecto degradativo en los suelos e incrementa el riesgo de desertificación (Ketling, 1954).

El pastoreo modifica las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y afecta los procesos hidrológicos, el ciclo de nutrientes y la producción vegetal de las áreas de pastizal (Whisenant, 1999; Beukes y Cowling, 2003; Tate y col., 2004). Se ha consignado (Gifford y Hawkins, 1978; Wood y col., 1978; Blackburn, 1983), que el uso racional del pastizal, favorece la recuperación de la cobertura vegetal posterior a un período de corte o consumo (pastoreo) y promueve mayor captación de la humedad vía el mejoramiento de las condiciones de infiltración del agua en el suelo. Otros estudios (Blackburn, 1983; Blackburn, 1984), han mostrado los efectos positivos o negativos de diferentes intensidades de pastoreo o la supresión temporal del mismo, sobre la producción de sedimentos en las áreas de pastizal. Además, el efecto del pastoreo sobre las condiciones del suelo puede ser diverso entre diferentes tipos de vegetación (Blackburn y col., 1982), por lo que los procesos que ocurren en el sitio podrían ser afectados por diferentes factores que dependen del tipo de comunidad vegetal (Pierson y col., 2002) y manejo.

Una de las formas de manejo que se han usado para mejorar la condición de los sitios de pastizal en zonas áridas, las cuales tradicionalmente se han pastoreado de manera continua, son los sistemas de pastoreo rotacional (Blackburn, 1981), el uso de estos sistemas, promueve la recuperación de la cobertura vegetal y el mejoramiento de las condiciones del suelo, vía la exclusión los potreros continúan pastoreándose. Los períodos de descanso y

uso se van distribuyendo en espacio y tiempo hasta que finalmente, se llega a un período de recuperación por potrero, en donde la vegetación y el suelo se beneficiaron de una menor presión por parte del ganado (Holechek y col., 1995; semiáridas (Wood y Blackburn, 1984; McGinty y col., 1979; Wood y Blackburn, 1981a; Wood y Blackburn, 1981b), donde se probaron varios sistemas de pastoreo, se mostró que el pastoreo rotacional ha dado las respuestas más favorables en cuanto al mejoramiento de la hidrología del sitio de pastizal, ya que incrementó la infiltración de agua en el suelo y redujo la producción de sedimentos, en comparación a los sistemas de alta intensidad-baja frecuencia, el pastoreo continuo con alta carga animal y el pastoreo continuo con carga animal moderada. Es importante hacer notar, que el manejo del pastizal a través del control de cargas animales y el ordenamiento del uso y recuperación de la vegetación por medio de sistemas de pastoreo, ha probado ser una forma práctica para reducir el disturbio al mínimo e incrementar la resistencia y resiliencia del suelo del pastizal, mejorando su condición (Wood y Blackburn, 1984; McGinty y col., 1979; Seybold y col., 1999). Conservar y mejorar la condición de los pastizales es una necesidad fundamental en el norte de México, donde la mayor parte de la superficie se dedica a la cría extensiva de ganado.

Los ecosistemas de regiones áridas y semiáridas usados como áreas de pastoreo (Ayoub, 1998), se caracterizan por la distribución de la vegetación en parches (Aguilar y Sala, 1999; Maestre y Cortina, 2005), los cuales están definidos como un grupo de recursos homogéneo internamente, que difiere de las áreas vecinas (Barrows, 1996). La agrupación de las especies dentro del parche se debería al establecimiento de nuevos individuos en la cercanía de las plantas adultas, donde se produce la concentración de semillas, agua, nutrimentos, la presencia de un microclima beneficioso que permitiría el establecimiento de nuevas plántulas (Callaway, 1995), así como también el pastoreo (Morici y col., 2003; Bisigato y col., 2005). Este último cambia la habilidad competitiva de las plantas favoreciendo a algunas sobre otras (Moretto y Distel, 1999). Como consecuencia, disminuye la cobertura o desaparecen las especies nativas apetecidas por el ganado y son reemplazadas por otras de menor valor forrajero o exóticas (Cerqueira y col., 2000, 2004; Guevara y col., 2002; Morici y col., 2006b). Además, el pastoreo promueve cambios en la diversidad y en la riqueza florística (Patón y col., 1995; Morici y col., 2003), cuya magnitud depende de su intensidad y frecuencia (Morici y col., 2006b) como también de la estacionalidad. La composición botánica de un pastizal depende de un conjunto de factores biológicos, edafológicos, microclimáticas, competencia inter e intraespecífica, banco de semillas y del manejo (Olivares, 1989; Patón y col., 1995).

Los herbívoros domésticos, al pastorear un área, establecen un modelo de consumo que se acentúa con el tiempo (Bailey y col., 1996; Turner, 1999); consumen en áreas con concentraciones relativamente altas de nutrientes

generando unos parches no pastoreados y otros sobre pastoreados (Bailey y col., 1996). Después los animales siguen pastoreando las especies deseables y por tanto los parches sobre pastoreados son ampliados y dominados por especies de menor valor forrajero (Kellner y Bosch, 1992). La acción de los herbívoros en los pastizales también afecta la producción de semillas, dependiendo de la estación del año y de la duración (Harper, 1990). El ganado doméstico produce un mayor efecto alrededor de la fuente de agua, donde el pastoreo y el pisoteo influyen la densidad de semillas de *Piptochaetium napostaense* (Morici y col., 2006b).

Se debe considerar el efecto del pastoreo sobre la dinámica de la vegetación a partir de la producción y dispersión de semillas (Noy-Meir, 1990; Fernández y col., 1992; Bertiller, 1996), ya que las plantas pastoreadas producen un menor número de semillas provocando una reducción de la colonización por plántulas (Smith y col., 2000) y un agotamiento del banco (Hodgkinson, 1992). Asimismo, se desencadenaría la posible extinción de las especies forrajeras en los parches sobre pastoreados. Según Morici y col., (2003) en la comunidad de pastos bajos e intermedios del caldenal, el efecto más destructivo de las presiones de pastoreo es el uso ineficiente de los recursos forrajeros con sobreutilización en algunos sectores y subutilización en otros, pudiendo afectar a las poblaciones de especies forrajeras a largo plazo.

La región del bosque de caldén (32° 43'– 39° 44' S y 66° 44'– 62° 00' O) se caracteriza por su inestabilidad climática, con amplias fluctuaciones de temperatura y precipitaciones reducidas y estacionales (INTA y col., 1980). Esta región, antes de la introducción de la ganadería, era un bosque abierto con pastizal denso de gramíneas bajas, especies consumidas por el ganado. El estudio de fitolitos de especies forrajeras en parches de no forrajeras indica un reemplazo reciente de especies forrajeras por no forrajeras (Gallego y Distel, 2001; 2004). En este sistema el aumento del pastoreo ha causado la desaparición de especies deseables de porte bajo, de desarrollo invernal, buenas forrajeras y muy buscadas por los herbívoros, como *Poa ligularis*, *P. napostaense*, *Stipa longiglumis* y *S. tenuis* (Bontti y col., 1999; Rabotnikof y col., 2000; Cerqueira y col., 2000, 2004). Al mismo tiempo, han aumentado las especies no forrajeras de porte intermedio *S. tenuissima*, *S. ichu*, *S. trichotoma*, y *S. brachychaeta* (Llorens y Frank, 1999), al colonizar éstas los espacios generados por la desaparición de las especies forrajeras (Peláez y col., 1992). Por esta razón, se puede encontrar en el pastizal del caldenal, parches con pastizal bajo de gramíneas forrajeras y otros de porte intermedio con dominancia de especies no forrajeras (Llorens, 1995; Distel y Bóo, 1995); los sistemas donde abundan este último tipo de parches son de baja receptividad ganadera (Sáenz y col., 2000). Para el mantenimiento y mejoramiento del pastizal natural, Marchi y col., (1990) propusieron pastoreos continuos a baja carga o pastoreos estacionales con cargas

adecuadas y descansos en la vigorización y floración–semillazón. Por tanto el objetivo del presente trabajo fue determinar las posibles diferencias en algunas variables estructurales entre parches y su influencia en el banco de semillas de gramíneas por efecto del pastoreo.

La influencia de los grandes herbívoros sobre la estructura de la vegetación en pastizales es compleja, ya que no sólo remueven una gran proporción de la biomasa aérea, sino que producen efectos directos e indirectos sobre la dispersión, el establecimiento, el crecimiento y la reproducción de las plantas (Belsky 1986, Collins 1987).

Entre los efectos más comunes que produce el pastoreo sobre la estructura de pastizales naturales, están los cambios en la diversidad florística (Milchunas y Lauenroth 1993, Pettit y col., 1995, Pucheta y col., 1998) y en la diversidad estructural de la comunidad (Sala y col., 1986, Milchunas y Lauenroth 1989, Molina y col., 1999). Si bien la diversidad estructural de una comunidad hace referencia no sólo a la organización de su biomasa en el espacio en un sitio, sino también a la presencia y abundancia de determinadas especies (Magurran 1988), en este trabajo definimos diversidad estructural a la disposición de la biomasa en el espacio horizontal y vertical. Estos componentes de la diversidad no han sido tenidos en cuenta en la mayoría de estudios relacionados con el pastoreo u otras perturbaciones, a pesar de su enorme importancia para otros niveles tróficos del sistema (Sala y col., 1986, Gardner y col., 1995, Molina y col., 1999).

El pastoreo por ungulados nativos es considerado como el principal responsable de mantener una alta diversidad de especies en pastizales naturales, debido al consumo que ejercen sobre las especies dominantes de la comunidad (Milchunas y col., 1988, Perevolotsky y Seligman 1998, Knapp y col., 1999). Además, la presencia o incorporación de herbívoros ha comenzado a significar un importante componente en planes de manejo para la mantención y restauración de la diversidad, particularmente en pastizales naturales (Olf y Ritchie 1998). Sin embargo, la diversidad de especies no siempre es incrementada por el pastoreo y depende, entre otras cosas, del tipo de herbívoros y de la intensidad de la herbivoría (Milchunas y Lauenroth 1993), de la escala espacial (Hobbs y Huenneke 1992) o temporal considerada (Anderson y Briske 1995), o de las condiciones del suelo y el clima (Milchunas y col., 1988, Hobbs y Huenneke 1992).

El pastoreo es considerado una perturbación en algunos pastizales de Argentina (León y col., 1984, Sala y col., 1986, Facelli y col., 1988) y de Australia (Wilson 1990, McIntyre y Lavorel 1994). Sin embargo, en otros pastizales el pastoreo es considerado un componente incorporado al ecosistema (Milchunas y col., 1988, Noy-Meir y col., 1989, Díaz y col., 1994a, Perevolotsky y Seligman 1998, Pucheta y col., 1998, Knapp y col., 1999). En

efecto, las respuestas estructurales y funcionales de los pastizales naturales frente a la herbivoría pueden ser muy diferentes y a veces opuestas, debido a diferencias en su historia de pastoreo (Milchunas y col., 1988, Milchunas y Lauenroth 1993). En pastizales con corta historia de pastoreo, como los pastizales pampeanos de Argentina, o los pastizales templados de Australia, el pastoreo produce una disminución de la diversidad a cargas moderadas y extinciones locales de algunas especies nativas; además, a cargas moderadas a intensas puede favorecer la invasión de especies exóticas. En pastizales con larga historia de pastoreo, en cambio, la diversidad es máxima en presencia de los herbívoros y en general, no se observa la invasión de especies exóticas ni la pérdida de especies nativas aún con alta carga ganadera (Milchunas y col., 1988, Noy-Meir y col., 1989).

Los pastizales de montaña de las Sierras de Córdoba han estado sujetos al pastoreo de camélidos (*Lama guanicoe*, *Vicugna vicugna*) durante gran parte del Pleistoceno y de animales domésticos, como vacas, caballos y mulas, desde la ocupación española hace más de 300 años (Díaz y col., 1994a), y soportan actualmente un régimen de ganadería extensiva, con cargas moderadas a altas de ganado vacuno. Algunas respuestas de la comunidad vegetal frente a la acción de los herbívoros domésticos han sido estudiadas previamente en el área, como cambios en su fenología (Díaz y col., 1994b), en su composición florística (Pucheta y Cabido 1992, Pucheta y col., 1992, 1998), en su biomasa y productividad primaria neta aérea (Pucheta y col., 1998).

El presente trabajo pretende evaluar cuál es el efecto del pastoreo por ganado doméstico y su exclusión prolongada, sobre la estructura de la comunidad vegetal al nivel de (1) su diversidad florística y (2) su diversidad estructural, ésta última estimada como la distribución de la biomasa en el espacio vertical y horizontal.

Interesa conocer de qué manera se puede alcanzar un compromiso entre la cría de ganado doméstico, la conservación de la diversidad de especies nativas y la conservación de la diversidad estructural del pastizal, ambos aspectos de la diversidad que contribuyen a una mayor disponibilidad de hábitats para otros niveles tróficos (Lubchencko, 1978).

En sistemas de producción mixtos, la compactación superficial por pastoreo constituye un riesgo potencial (Moran y col., 2000), que genera dudas acerca de la sustentabilidad de la siembra directa continua, esto hace necesario monitorear periódicamente su evolución ya que la intensidad del proceso varía en función de las condiciones de ambiente y manejo.

La compactación puede estudiarse indirectamente a través de los cambios en uno o más parámetros del suelo. La resistencia mecánica (RST) resulta altamente sensible a este efecto (Hamza y Anderson, 2005), y provee un medio rápido, simple y económico para evaluarlo (Al-Adawi y Reeder, 1996). Dado que la RST correlaciona negativamente con el contenido de agua del suelo (W), se ha sugerido que las mediciones se realicen con el suelo cercano a capacidad de campo, o que se recurra a modelos de regresión que relacionan ambas variables. Estos modelos resultan suelo-específicos y no siempre ajustan satisfactoriamente (Busscher y col., 1997; Quiroga y col., 1999), los objetivos de trabajo fueron: a) caracterizar la variación de la RST en la capa superficial de dos secuencias de cultivos bajo siembra directa continua, con y sin pastoreo directo, y b) establecer su relación con el contenido hídrico del suelo. Las hipótesis de trabajo consideraron: a) que la SD bajo pastoreo desarrolla compactación en la superficie del suelo, pero que esta no constituye una limitación al crecimiento de los cultivos en el mediano-largo plazo y b) que se podrá monitorear la evolución en el tiempo de los valores de RST, si es posible desarrollar un modelo específico que permita su corrección a un W de referencia (Walker 1992)

Los sistemas ganaderos extensivos basados en el pastoreo afectan al 25% de la superficie de la tierra, produciendo el 10% de los alimentos consumidos por la población (FAO, 2001). Se distribuyen por ambientes naturales y culturales muy diversos, si bien las montañas constituyen áreas preferentes para su desarrollo (Wood y Blackburn 1981).

Según Montoya (1984) el estudio de la ganadería extensiva requiere integrar pastizales y pastoreo como una unidad indisoluble, como único método para mejorar la gestión y productividad del ganado pastante. A la integración de pastizal y pastoreo, en sentido amplio, se denomina pastoralismo, término que procede del inglés (pastoralism) y que ha tenido una buena aceptación entre los profesionales e investigadores de la ganadería extensiva, tanto en España como en los países hispanoamericanos (Ferrer y col., 2001), sin embargo, la Real Academia Española (RAE) no admite el término pastoralismo, por lo que en este trabajo se empleará normalmente el término pastoreo: «acción y efecto de pastorear el ganado», siendo pastorear «llevar ganado al campo y cuidar del mismo mientras padece» (RAE). Aún con todo acudiremos ocasionalmente al vocablo pastoralismo para expresar un concepto más amplio que pastoreo, cuando —por ejemplo— se habla de efectos del pastoreo sobre el pasto o en el suelo.

Los estudios sobre ganadería extensiva y pastoralismo ocupan un espacio destacado en la bibliografía sobre la montaña, con temas muy diversos entre los que cabe destacar: el papel de la ganadería en la explotación y conservación de los recursos, los desplazamientos del ganado a lo largo del año, la vinculación de los ciclos productivos a la disponibilidad de pastos y de mano de obra, la adaptación de las razas a las limitaciones del medio, y las relaciones entre ganadería, vegetación y erosión (Monasterio, 1980; Montoya, 1984; Montserrat y Fillat, 1990; Store, 1992). Una revisión bibliográfica, realizada en febrero de 2009, introduciendo el término *pastoralism* en la base de datos Scopus registraba 1366 citas, una nueva incursión en la citada base el 16 de marzo de 2010 aportaba 1557 citas, referidas en su mayoría a áreas de montaña y medios áridos, el importante incremento de citas (un 14% más) en poco más de un año demuestra el éxito del término *pastoralismo* entre los investigadores preocupados por la ganadería extensiva y los pastos.

La razón por la que la ganadería de montaña ha atraído insistentemente a investigadores de muy diversas disciplinas es sencilla de explicar. Se trata de una actividad que ha desempeñado funciones de primer orden: social, económica, ecológica y de ordenación del territorio, dejando a lo largo del tiempo un fuerte sello cultural en la población y en el territorio, sobre todo en aquellas montañas en las que el ganado constituía la principal base económica (O'Connor, 1978; Montserrat y Fillat, 1977-78; Monasterio, 1980; Zorita, 1990; Sierra, 2002; Gibón, 2005).

En las páginas siguientes se describe la vinculación del pastoreo a las áreas de montaña, insistiendo en las estrategias de pastoreo (nomadismo, trashumancia y agropastoreo) y sus efectos sobre el medio, en la diversidad de razas y la complementariedad entre las especies ganaderas en el aprovechamiento de los pastos y la conservación de los recursos naturales. Se finaliza el trabajo apuntando algunos cambios recientes en el pastoreo de montaña, para la realización de este trabajo se ha revisado la literatura científica incluida en Scopus, Además se han consultado otras revistas, que incluyen con cierta frecuencia artículos sobre pastoreo, y varios libros publicados sobre gestión de las montañas, por lo tanto, no se trata de una revisión bibliográfica completa, pero sí significativa para conocer los aspectos fundamentales del pastoreo y sus cambios recientes (Gifford G.F., R. H. Hawkins. 1978).

El avance de la desertificación es uno de los mayores problemas ambientales que afectan a la región Patagónica extra andina semiárida (del Valle y *col.*, 1997). En esta región la principal actividad agropecuaria es el uso ganadero extensivo, donde los pastizales naturales son utilizados como fuente de forraje para el ganado doméstico. La excesiva presión de pastoreo es una de las principales causas de la desertificación de estas tierras (León y Aguiar, 1985; Golluscio y *col.*, 1998).

La introducción de animales domésticos en la Patagonia, principalmente ovinos con fines productivos, se produjo a principios del siglo pasado, los primeros colonos realizaron un manejo de los pastizales naturales basado en experiencias que habían sido generadas en ecosistemas muy diferentes a los cuales pretendieron aplicarse (Paruelo y *col.*, 1993).

Este manejo produjo profundos cambios en los suelos y en la estructura y composición florística de la vegetación (León y Aguiar, 1985; Perelman y *col.*, 1997; García, 2005).

En ecosistemas de zonas áridas y semiáridas, debido a la escasez de agua, la vegetación se presenta en forma discontinua siguiendo un patrón de dos fases compuesto por parches vegetados e interparches de suelo desnudo (Noy Meir, 1973). Ambas fases están relacionadas funcionalmente en sistemas de fuente-destino donde los interparches actúan como fuente de agua, sedimentos y nutrientes para los parches vegetados (Aguiar y Sala, 1999). Por lo tanto, para mantener las funciones de estos ecosistemas es muy importante la conservación de atributos de los parches vegetados tales como número, tamaño y distribución espacial (Ludwig y Tongway, 1995).

El estado de la superficie en los interparches también es relevante para el funcionamiento de los ecosistemas ya que su degradación puede alterar la dinámica de las relaciones fuente-destino. Una excesiva presión de pastoreo puede ir en detrimento de la capacidad de los parches vegetados para actuar como sumideros de recursos, de manera que el paisaje en su conjunto tendría más pérdidas. A ello puede contribuir tanto un aporte excesivamente rápido o cuantioso, procedente de los interparches, como la incapacidad de los parches vegetados para retenerlo, Wilson (1990).

En la década del '90 en el marco del Proyecto de Cooperación Técnica entre la Argentina y Alemania se realizaron considerables esfuerzos en el análisis y evaluación del estado actual de la desertificación en la Patagonia (INTA-GTZ, 1995). Sin embargo, actualmente no se dispone de un sistema regional de monitoreo a largo plazo que permita detectar la tendencia del proceso de desertificación. El cambio de un ecosistema funcional a uno degradado puede ser irreversible cuando se ha atravesado un determinado umbral (Friedel, 1991; Laycock, 1991). El sistema de monitoreo debe permitir identificar tales umbrales y proporcionar alertas tempranas que permitan tomar decisiones de manejo para frenar y revertir el problema.

La metodología propuesta para el monitoreo de la desertificación en Patagonia se basa en una adaptación de la metodología «Landscape Function Analysis» desarrollada en Australia por Tongway y Hindley (2004). Esta metodología parte de la hipótesis de que las unidades de un paisaje interactúan entre ellas, siendo funcionales a varias escalas.

Un paisaje sería funcional cuando las pérdidas totales fueran bajas, independientemente de las redistribuciones internas (Ludwig y Tongway, 1997; Tongway y col., 2004). Esta metodología se basa en la evaluación de la capacidad de los parches e interparches de regular el flujo de recursos.

Los pastizales naturales comprenden aquellas regiones que se encuentran cubiertas por vegetación herbácea natural o semi natural, predominantemente gramíneas, con o sin plantas leñosas (Sala y col., 1996). Ocurren generalmente en regiones templadas de todo el mundo, ocupando un 25 % de la superficie del planeta y en general, su presencia responde a combinaciones particulares de variables climáticas como la temperatura y la precipitación (Whittaker 1975).

Los pastizales del Río de la Plata forman parte de la unidad biogeográfica más extensa de Sudamérica, abarcando 70 millones de hectáreas entre el este de Argentina, Uruguay y Río Grande del Sur en Brasil (Soriano 1991). En las últimas décadas varias zonas ocupadas por pastizales naturales, especialmente en regiones templadas, han sido forestadas, convertidas en tierras para cultivos o sufrido la introducción de especies exóticas (Paruelo y col., 2005), Estas transformaciones han dado lugar a una crisis de biodiversidad cuyos alcances no han sido aún cuantificados.

Numerosos autores y grupos de trabajo, han centrado su atención en el estudio de los pastizales naturales (Facelli 1988, Facelli y col., 1988, Rusch y Oesterheld 1997, Altesor y col., 1998, 2005, 2006, Rodríguez y col., 2003). Sin embargo aún no se ha desarrollado un modelo general que explique los efectos de la herbivoría por grandes ungulados, el principal disturbio que sufren las praderas de la región. Estas carencias en el conocimiento condicionan la posibilidad de desarrollar pautas de manejo que hagan compatibles objetivos de conservación y de producción. En particular son escasos los estudios dirigidos a entender cómo los cambios en la riqueza de especies inducidos por el pastoreo afectan el funcionamiento ecosistémico. Sin embargo, los microcosmos y los meta-análisis han sido, en este campo, los estudios de mayor frecuencia (Rusch y Oesterheld 1997).

En Uruguay, los pastizales naturales representan el ecosistema más importante del país ocupando el 71,1 % de la superficie nacional (aproximadamente 12 millones de hectáreas) (Censo Agropecuario 2000), el pastoreo en estas áreas promueve un sistema de vegetación en 2 estratos: un estrato denso y bajo, de no más de 5 cm de altura, y un estrato alto de maciegas y pequeñas plantas leñosas (Soriano 1991). Estos pastizales presentan una composición botánica muy heterogénea donde se pueden encontrar aproximadamente 2000 de las 2450 especies descritas para Uruguay (Del Puerto 1993). En nuestro país, las gramíneas, tanto anuales

como perennes presentan más de 400 especies de ciclos invernales y estivales, convirtiéndose en el grupo dominante de los pastizales (Del Puerto 1993).

En términos generales los disturbios alteran la estructura de ecosistemas, comunidades y poblaciones, cambiando los niveles de recursos y el ambiente físico (Pickett y White 1985). La respuesta de las comunidades ante un disturbio está determinada parcialmente por los atributos de historias de vida de las especies presentes (Hobbs y Huennecke 1992). Varios estudios identifican atributos morfológicos y de historia de vida de especies de plantas propensas a aumentar o disminuir bajo pastoreo (Lavorel y col., 1997).

El disturbio por pastoreo de ganado afecta principalmente la composición de especies y la estructura de las comunidades a través de la alteración del balance competitivo y del éxito de reclutamiento entre especies pastoreadas y no pastoreadas (Leege y col., 1981, Molinillo 1992, Landsberg y col., 1999). Por otro lado, el pisoteo afecta y elimina plántulas y especies erectas de bajo porte, en síntesis, los efectos directos se relacionan con daños selectivos a plantas individuales por herbivoría y pisoteo, a mediano y largo plazo ocurren cambios en las comunidades de plantas y animales, perturbaciones en el suelo y en los procesos hídricos, lo cual tiene consecuencias sobre la disponibilidad de recursos y hábitats para la biota nativa (Landsberg y col., 1999). La utilización del fuego para ganadería en el páramo se hace sobre grandes extensiones sin ningún control. Estas quemadas tienen lugar durante la época seca y son de tal magnitud que eliminan la cubierta vegetal, dejando al suelo totalmente desnudo, sujeto a resequedad, erosión y pérdida de nutrientes (Vargas 1996, 1998). Cuando actúan juntos fuego y pastoreo se amplifica su potencial de ocasionar cambios directos en la diversidad de especies, la biomasa y la estructura espacial de las comunidades (Whelan 1995). Una compleja interacción entre herbívoros, fuego y vegetación determina el patrón de disturbios en un área dada; en pastizales el pastoreo mantiene baja la cantidad de biomasa aérea y por ende de material inflamable, reduciendo así la intensidad del próximo fuego o la probabilidad de ocurrencia de éste (Whelan 1995, Laegaard 1992). Para entender la dinámica de los sistemas de pastoreo en comunidades perennes y húmedas con relativamente baja variabilidad ambiental, y donde predominan relaciones de competencia, como puede ser el caso de la alta montaña tropical (>3000m), es útil pensar en estos sistemas en términos de complejidad y estabilidad; pues sistemas estables pueden tener baja resiliencia a disturbios en general; en especial el pastoreo ocasiona desviaciones del estado estable a otros estados en equilibrio, que no pueden cambiar sin la ayuda de una intervención importante (Tainton y col., 1996).

La ganadería extensiva y la agricultura con descanso son los principales sistemas de producción en los páramos andinos de Ecuador, Colombia y Venezuela. En los dos primeros países estas prácticas van ligadas a la utilización del fuego (Vargas y Rivera 1990, Laegaard 1992, Verweij 1995, Hofstede 1995, Ramsay y Oxley 1996, Keating 1998), a diferencia de los páramos venezolanos donde no se usan las quemadas (Sarmiento y col., 1990, De Robert y Monasterio 1993, Molinillo y Monasterio 1997, Llambí y Sarmiento 1998). Ambos sistemas de producción se presentan en los páramos llamados pajonales, con predominio de gramíneas tipo macolla. Los páramos colombianos atmosféricamente húmedos (precipitaciones por encima de los 1500 - 2000mm anuales, según la clasificación de Cleef 1981, Rangel 2000) no son aptos para el desarrollo de la agricultura debido al alto contenido de agua de los se utilizan para la ganadería extensiva, principalmente en valles de origen glaciar con pendientes suaves y en donde predomina *Chusquea tessellata*, una gramínea tipo bambusoide típica de la vegetación zonal de estos páramos.

En páramos de pajonal se realizaron recientemente varios estudios sobre el efecto del fuego y del pastoreo en diferentes aspectos del ecosistema (Hofstede 1995, Verweij 1995), para los páramos de chuscal no existen trabajos que caractericen el efecto del pastoreo como disturbio continuo sobre la vegetación, a pesar de tener gran importancia económica y de conservación por ser fuentes permanentes de agua para las ciudades vecinas.

Los estudios en esta materia son una prioridad dada la fragilidad del páramo, debido a sus condiciones climáticas que dan lugar a una vegetación con baja biomasa, lenta descomposición, acumulación de necromasa en pie (Monasterio 1979) y baja productividad primaria (Hofstede 1995) y en páramos de chuscales suelos permanentemente húmedos. Estos factores hacen que la regeneración de un bambusoide como el chusque sea mucho más lenta después de disturbios por fuego (Janzen 1973, Horn 1990) y pastoreo.

Verweij (1995) características como la abundante acumulación de necromasa en pie y de carbono y nitrógeno en la materia orgánica del suelo, hacen del ecosistema páramo un gran sumidero de nutrientes y energía, Cuando está sometido a fuego y pastoreo sufre transformaciones en los compartimientos funcionales de biomasa asimilatoria y necromasa. La proporción biomasa asimilatoria aérea / necromasa aumenta con consecuencias para la reserva de nutrientes y carbono (Hofstede 1995). Este efecto lo reportan también Milchunas y Lauenroth (1993), Van der Maarel y Titlyanova (1989) para otros ecosistemas pastoreados. La fragmentación y la eventual desaparición de la forma de crecimiento en macolla como efecto del pastoreo están reportadas por van der Maarel y Titlyanova (1989), Verweij (1995) y Posada y Cárdenas (1999).

El cambio en la distribución espacial y proporción relativa de los compartimientos biomasa / necromasa en los ecosistemas, permite inferir que los procesos fisiológicos y los factores microambientales que regulan el crecimiento de las plantas también están cambiando (Sarmiento 1984).

En los estudios de vegetación sometida a pastoreo se presenta el problema de definir gradientes en sitios en los que éste existió por muchos años y actualmente no se presenta, o sólo existe ocasionalmente, porque los terrenos se encuentran en áreas de conservación, normalmente los gradientes directos se establecen contando el número de cabezas de ganado (Landsberg y col., 1999) o relacionando la cantidad de boñiga con la cantidad de animales. En el caso de este trabajo se estableció un gradiente indirecto, para lo cual se evaluaron diferentes tipos de variables, con las cuales se buscó establecer el gradiente de intensidad, al tiempo que se evaluó su efectividad como indicadores indirectas. Posteriormente se evaluaron los cambios en la estructura vertical de las comunidades (biovolumen y formas de vida) (Verweij 1995).

El INTA EEA La Rioja contribuye al desarrollo sostenible de la ganadería regional aportando información y tecnologías en constante proceso de actualización y adecuación a las condiciones ambientales de la zona árida y semiárida (Sarmiento 1984).

En los últimos años se están intensificando los estudios relacionados con la ganadería caprina enmarcados en diversos proyectos regionales y nacionales. En la actualidad uno de estos proyectos, "Proyecto Nacional Utilización de Pastizales", está apoyando específicamente la conducción de diversos estudios en cuatro potreros experimentales destinados al efecto (Molinillo 1992).

La meta central de estos estudios consiste en comprobar la idea de que el pastoreo conjunto de caprinos y bovinos es más conveniente que el de bovinos solos, al menos por dos razones importantes. En primer lugar, porque el aprovechamiento balanceado del estrato herbáceo y del estrato leñoso evitará que el potrero se arbustice, como ocurre en ciertos campos en los que sólo se utiliza el pasto con bovinos. En segundo lugar porque al sumar el forraje leñoso al forraje herbáceo, la cantidad total de forraje del potrero aumenta y con ello aumentará la cantidad de animales que pueden pastorear, y por lo tanto aumentará la carne producida en la misma superficie (Sarmiento 1984).

Los cuatro potreros experimentales poseen 14 hectáreas cada uno. En el primer par de potreros se destina uno de ellos al pastoreo caprino-bovino y el otro al pastoreo exclusivamente bovino, para establecer las comparaciones correspondientes.

En el segundo par de potreros se repite la misma situación. Las repeticiones en el espacio tienen un papel importante en el análisis estadístico de los datos obtenidos. El ensayo se inició en el año 2007 y prevé lograr información al menos durante 10 años para permitir captar el efecto de las variaciones anuales e interanuales de las lluvias sobre la vegetación forrajera (Ramsay y Oxley 1996).

Es sabido que nuestros montes naturales tienen diferentes estratos de vegetación como el estrato herbáceo (el más bajo), en el que se encuentran los pastos y otras plantas comúnmente llamadas (yuyos), otro estrato intermedio formado por leñosas arbustivas y un tercer estrato formado por leñosas arbóreas. A través de diversos estudios anteriores se conoce que el ganado caprino tiene preferencia por las hojas, ramitas del año y frutos de leñosas forrajeras, mientras que el ganado bovino por los pastos (SARMIENTO, G. 1984).

Un aspecto de fundamental importancia para la producción de carne sostenible en el tiempo es la presión ganadera, en términos generales el concepto de presión ganadera se relaciona con la adecuación de la cantidad de forraje que se puede aprovechar de un potrero dado, en un año dado, para que no se resientan las plantas forrajeras, en concordancia, en los cuatro potreros experimentales involucrados en el presente estudio se hicieron evaluaciones de la cantidad de forraje que producen por año, antes de la incorporación de los animales, la evaluaciones se realizaron al final del período de las lluvias, en abril-mayo, pues es el momento en que se puede apreciar toda la cantidad de forraje que puede producir un potrero en un año dado (Legue, Daryl y Zamora 1981).

La cantidad de pasto se evaluó cortando y pesando las plantas que entran en una parcela de $\frac{1}{2}$ m², el que luego se extrapola a una superficie de 1 ha. La medición se repite unas 30 o más veces en un mismo potrero para obtener un promedio que absorba las variantes que se presentan. En el sitio del estudio el promedio rondó los 850 kg de pasto por hectárea cortados a ras del suelo. Debido a que el ganado no debería utilizar el pasto hasta el nivel del suelo sin afectar el vigor de las plantas, se planificó la utilización del 50% del forraje total, esto es, 425 kg por hectárea (en 14 hectáreas: 5950 kg). Después de dividir los 5950 Kg. por el consumo promedio de una ternera por año (1460 Kg. de forraje seco) (2,5 % del peso vivo), se obtuvo el número de 4 terneras para ingresar al potrero (Biurrun, 2088).

La cantidad de forraje que aportan las plantas leñosas se evaluó cortando y pesando los brotes del año de los arbustos y árboles que entraban en una "jaula" formada por el marco metálico de 1/2 metro cuadrado con varillas de 1,80 m (Ricarte y Biurrun 2088), teniendo en cuenta la altura aproximada de alcance de las cabrillas utilizadas en el estudio, el peso del forraje cortado en

estas “jaulas” se llevó a hectárea de la misma manera que en el caso de los pastos.

En el sitio del estudio el promedio rondó los 400 kg de forraje leñoso por hectárea. También se planificó la utilización del 50% del forraje total, esto es, 200 kg por hectárea (en 14 hectáreas: 2800 kg). Después de dividir los 2800 kg por el consumo promedio de una cabrilla por año (295 kg, 3 % del peso vivo), se obtuvo el número aproximado de 10 cabrillas para ingresar al potrero, es decir 1,4 hectáreas por cabrilla, o 0,7 cabrillas por hectárea.

El estudio tuvo por objetivo comparar el efecto de ambos tipos de pastoreo sobre el grado de uso de los pastos y las especies leñosas y sobre el porcentaje de cobertura de la hojarasca anual, bajo un sistema de pastoreo continuo y carga moderada. Las evaluaciones del grado de utilización de las plantas y la hojarasca forrajeras se realizaron en octubre de 2009. En cada uno de los potreros (las dimensiones de cada potrero son 200 x 700 metros) se establecieron 100 estaciones de toma de datos cada 7 metros a lo largo de una línea fijada con la brújula (Forbes 1997).

En cada estación se fijó una cruz en el suelo para seleccionar las cuatro plantas herbáceas y cuatro plantas leñosas más cercanas al centro de la misma (Dix 1961). Las evaluaciones sobre el grado de uso de cada planta de pasto siguieron el método de Pechanec y Pickford (1937). Las evaluaciones del grado de utilización en los pastos se estimó según la siguiente escala: 0= sin evidencias de uso, 1= ligeramente comido en las puntas de algunas hojas, 2= comido hasta el 50% de su altura y 3= comido hasta el 80% de su altura. Las estimaciones sobre el grado de uso de cada planta leñosa siguieron la siguiente escala: 0= sin evidencias de uso, 1= al menos un brote comido, 2= entre 2 y 5 brotes comidos; 3= más de 5 brotes comidos. Las evaluaciones sobre el porcentaje de suelo cubierto con hojarasca forrajera en cada estación se realizaron según el porcentaje de suelo cubierto en una parcela de $\frac{1}{4}$ de m². Los resultados fueron analizados mediante el “Análisis de la Varianza” para un diseño de bloques al azar con dos repeticiones. La “comparación de medias” se realizó mediante el test de Fisher, para un nivel de significancia $p < 0,05$ Pechanec y Pickford (1937).

Resultados parciales obtenidos en este estudio (Tabla 1) se enviaron para su presentación en el IX Congreso Internacional de Pastizales, a llevarse a cabo del 2 al 8 Abril 2011 en Rosario, Argentina.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Primer Área de Estudio

El muestreo se realizó al tomar como base un transecto, perpendicular al nivel principal, geomorfológicamente esta área es un valle.

Aquí se puede establecer que la textura del suelo de los primeros 15 cm de profundidad fue de migajón a migajón-arcillo-arenoso la primera y tercera parte del área en estudio, mientras que la parte central fue arcillosa. A la profundidad de muestreo de 15-30 cm, dominó el tipo de textura arcillosa y migajón-arcillosa.

El contenido de materia orgánica (MO), de la primera profundidad de muestreo, fue de mediana a medianamente pobre; mientras que en la segunda profundidad, fue de mediana a medianamente rico. Lo anterior se presentó en los dos primeros tercios del área en estudio; sin embargo, en el último tercio en ambas profundidades de muestreo, el contenido de materia orgánica (MO) fue extremadamente rico; esto significa acumulación de residuos orgánicos de la vegetación presente.

Tal vez la característica química más importante en el establecimiento de la vegetación, es el pH del suelo; en esta área, los valores fluctuaron entre 8.22 y 8.54, lo que lo clasifica como muy alcalino, estos altos valores de pH, en gran parte se pueden deber a las cantidades tan altas de carbonatos totales, porque estos oscilaron entre 46.12 la inferior y 89.75 por ciento, para la superior. Sin embargo estos suelos no son salinos, porque los valores de la conductividad eléctrica (CE) no superan los 200 ms/cm. Resumiendo en bajo dosel de los tres sitios de vegetación se obtuvieron mayores cantidades de pH en el suelo, resultados similares obtuvo (Cowling, 2003) quien menciona que el pastoreo modifica las propiedades químicas del suelo (cuadro 1).

Cuadro 1. Nivel nutricional del suelo en el ejido providencia del municipio de Saltillo.

Distancia	Prof. Suelo (cm)	% Arena	% Arcilla	% Limo	Clasificación	MO	Clasificación	%CO3	pH	C.E.
1	0-15	39.1	16.6	44.3	migajon	1.11	mediano	49.37	8.31	147.8 Ms/cm
	15-30	49.1	25	25.9	migajon arcillo-arenoso	1.99	mediano	65.15	8.43	130.0 Ms/cm
2	0-15	36.6	40	23.4	migajon arcilloso	0.73	Mediana/te pobre	80.93	8.52	134.1 Ms/cm
	15-30	39.1	42.5	18.4	arcilla	1.11	mediano	79.54	8.47	137.9 Ms/cm
3	0-15	24.1	52.5	23.4	arcilla	1.11	mediano	81.86	8.41	161.2 Ms/cm
	15-30	16.6	58.4	25	arcilla	0.73	Mediana/te pobre	77.68	8.43	175.3 Ms/cm
4	0-15	46.6	28.4	25	migajon arcillo-arenoso	1.87	mediano	75.82	8.42	125.0 Ms/cm
	15-30	49.1	32.5	18.4	migajon arcillo-arenoso	1.93	mediano	82.78	8.49	121.0 Ms/cm
5	0-15	51.6	25	23.4	migajon arcillo-arenoso	1.55	mediano	74.89	8.33	244.0 Ms/cm
	15-30	54.1	27.5	18.4	migajon arcillo-arenoso	1.74	mediano	78.14	8.54	120.6 Ms/cm
6	0-15	54.1	20	25.9	migajon arenoso	3.01	rico	70.72	8.42	110.1 Ms/cm
	15-30	41.6	35	23.4	migajon arcilloso	2.37	Mediana/te rico	76.29	8.45	105.3 Ms/cm
7	0-15	66.6	12.5	20.9	migajon arenoso	1.93	mediano	46.12	8.43	127.7 Ms/cm
	15-30	51.6	25	23.4	migajon arcillo-arenoso	2.06	Mediana/te rico	48.44	8.41	128.8 Ms/cm
8	0-15	61.6	15	23.4	migajon arenoso	2.06	Mediana/te rico	56.33	8.4	132.7 Ms/cm
	15-30	64.1	15	20.9	migajon arenoso	2.88	Mediana/te rico	53.08	8.37	137.3 Ms/cm
9	0-15	71.6	15	13.4	migajon arenoso	2.18	Mediana/te rico	50.76	8.4	126.7 Ms/cm
	15-30	64.1	17.5	18.4	migajon arenoso	2.12	Mediana/te rico	57.72	8.39	130.9 Ms/cm
10	0-15	51.6	21.6	26.8	migajon arcillo-arenoso	1.49	mediano	77.68	8.42	134.7 Ms/cm
	15-30	46.6	26.6	26.8	migajon arcillo-arenoso	1.74	mediano	73.97	8.44	131.3 Ms/cm

En cuanto al tipo y peso de la vegetación presente, en esta área de estudio (cuadro 2), se puede establecer que: en el distancia uno parcela uno, *Aristida longiseta*, supero a los otros tres tipos de vegetación, ya que en el peso seco fue de 81.39 g. y aventajo en 45 por ciento del peso a las otras especies presentes en esta parcela .en la parcela dos de la distancia uno la especie que adelanto a las demás fue *Asteraceae brickelia*, porque peso 75. 66 g. y sobrepasó en aproximadamente 25 por ciento a las otras especies en su peso.

En la distancia dos, parcela uno, se tiene que *Asteraceae asteraceae* adelanto en 12 por ciento a las otras especies; mientras que la parcela dos de esta misma distancia, *Larrea tridentata*, fue la que superó a las demás especies presentes en esta parcela.

En la parcela uno, distancia tres, el peso de la especie *Aristida longiseta*, aventajó al resto de las especies y en la parcela dos, la especie *Ephedra aspera*, adelantó en el peso al resto de las especies vegetales presentes; para la distancia cuatro, dentro de la parcela uno, se tiene que el peso de la *Acacia farnesiana*, adelantó al peso del resto de las especies en 25 por ciento; mientras que la parcela dos, de esta distancia la especie *Asteraceae brickelia*, aventajo en 36 por ciento al resto de las especies de esta área

En la distancia cinco se puede apreciar que el peso de la *Mimosa biuncifera*, fue de 79.02 g. y superó en 10 por ciento al resto de las especies presentes en esta parcela que fue la primera. En la segunda la especie *Ephedra aspera*, y *Mimosa biuncifera*, superan en el peso a las demás especies del área con el 17 por ciento.

La sexta distancia, se caracteriza por que en la parcela uno, dominó el peso seco de *Mimosa biuncifera*, con 83.55 g. ya que aventajó al resto de las especies presentes en esa parcela en 9 por ciento y en la parcela número dos, *Aristida longiseta*, fue la especie que supero en 13por ciento a las otras especies presentes en el área.

Con el peso de 89.3 g. de la especie *Mimosa zigophylla*, se pone de manifiesto que fue la especie dominante en la distancia siete y parcela uno, porque aventajó en 22 por ciento el resto de las especies de esta parcela; mientras que en la parcela número dos, la especie *Aristida longiseta* fue la dominante por que superó en 15 por ciento las otras especies presentes en la parcela.

En la distancia ocho, la especie dominante en cuanto al peso fue *Ephedra aspera*, con 81.46 g. y adelantó a las demás especies de esta parcela uno en 16 por ciento y en la parcela dos la especie *Asteraceae brickellia*, fue la que superó en el peso al resto de las especies.

La parcela número uno, de la distancia nueve, sobresale de todas las demás parcelas de esta área de estudio por que fue la que mas especies presento y aquí sobresale la *Mimosa zigophylla*, con 93.69 g. de peso y superó al resto de las especies con 25 por ciento; mientras que la parcela dos *Acacia farnesiana*, adelantó a las otras especies con 13 por ciento.

La parcela uno, de la distancia 10, se caracteriza por que solo se presentaron tres especies y que denomina el peso de la especie *Mimosa zigophylla*, ya que superó en 19 por ciento a las dos especies y en la parcela dos la *Acacia farnesiana*, superó en peso en 22 por ciento al resto de las especies. Cuando los suelos están muy compactos y por lo tanto presenta menor porosidad y por consecuencia menor infiltrabilidad y coincide con lo que dice (Handreck y col., 1994), que la compactación además reduce la velocidad de infiltración de agua, causa disminución en el drenaje, reduce la disponibilidad de agua y abastecimiento de aire y oxígeno utilizado por las raíces. También (Krzic y col., 1999), demostraron a través de la observación del efecto del pastoreo que con inadecuadas cargas animal la densidad aparente es mayor en 6% en cargas animal moderadas que en cargas animal altas. Datos similares encontró (León, 2008). (Cuadro 2 y 4).

Cuadro 2. Producción de forraje de las especies vegetativas, distribuidos por distancias y parcelas en el ejido Providencia del municipio Saltillo.

Distancia	Especies	Producción de forraje (gr)
1	<i>Asteraceae brickelia</i>	210.61
	<i>Aristida longiseta</i>	179.87
	<i>Scleropogon brevifolius</i>	154.01
	Total	807.24
2	<i>Larrea tridentata</i>	226.05
	<i>Mimosa biuncifera</i>	220.85
	<i>Acacia farnesiana</i>	197.52
	Total	1621.15
3	<i>Mimosa biuncifera</i>	217.15
	<i>Ephedra aspera</i>	247.51
	<i>Acacia farnesiana</i>	246.34
	Total	1182.77
4	<i>Ephedra aspera</i>	180.98
	<i>Acacia farnesiana</i>	180.98
	<i>Mimosa zigophylla</i>	162.44
	Total	1057.25
5	<i>Mimosa biuncifera</i>	252.02
	<i>Acacia farnesiana</i>	200.83
	<i>Acacia farnesiana</i>	170.49
	Total	1166.47
6	<i>Acacia farnesiana</i>	163.02
	<i>Berberis trifoliolata</i>	150.77
	<i>Mimosa biuncifera</i>	203.55
	Total	906.76
7	<i>Mimosa biuncifera</i>	210.26
	<i>Mimosa zigophylla</i>	230.3
	<i>Acacia farnesiana</i>	201.62
	Total	1294.96
8	<i>Acacia farnesiana</i>	210.09
	<i>Ephedra aspera</i>	225.95
	<i>Asteraceae brickelia</i>	164.71
	Total	1278.37
9	<i>Asteraceae brickelia</i>	205.90
	<i>Acacia farnesiana</i>	243.71
	<i>Brickelia laciniata</i>	196.9
	Total	
10	<i>Acacia farnesiana</i>	161.76
	<i>Asteraceae asterecae</i>	167.14
	<i>Mimosa zigophylla</i>	160.91
	Total	1168.65

En cuanto a la cobertura vegetal de esta área, se tiene la mayor presencia de *Aristida longiseta* y *Acacia farnesiana*; en otras palabras son las especies más frecuentes en esta área, también aquí cabe hacer mención que en esta área hay una buena parte de suelo sin vegetación; es decir suelo desnudo. Longland y Bateman (2002), discuten en relación a los beneficios de las islas de nutrientes, en especial a la arbustiva *Artemisia tridentata*, que provee un refugio importante a especies de plantas y animales (cuadro 3).

Cuadro 3, Cobertura vegetal (frecuencia de las especies muestreadas en un Km. de distancia; cada 5 metros), en la comunidad vegetacional del ejido Providencia del municipio Saltillo.

Especie	Porcentaje de cobertura vegetal/spp.
<i>Aristida longiseta</i>	0.165
<i>Acacia farnesiana</i>	0.14
<i>suelo desnudo</i>	0.195
<i>Berberis trifoliolata</i>	0.105
<i>Piedra</i>	0.165
<i>Larrera tridentata</i>	0.04
<i>Brickelia laciniata</i>	0.015
<i>Scleropogon brevifolius</i>	0.020
<i>Roca</i>	0.015
<i>Mimosa biuncifera</i>	0.040
<i>Atriplex canescens</i>	0.040
<i>Mantillo</i>	0.025
<i>Opuntia microdasys</i>	0.020
<i>Ephedra aspera</i>	0.015
Total	200

Segunda Área de Estudio

En esta área, los suelos se caracterizan por que en la profundidad de muestreo de 0-15 cm. la textura dominante fue de migajón-arcillo-arenoso, a migajón arenoso; mientras que en la profundidad de 15-30 cm. la textura presente fue el migajón.

El pH del suelo es muy alcalino, ya que los valores fueron entre 8.34 y 8.59; es decir el primero fue el más inferior y el segundo fue el superior valor. Lo anterior concuerda con las muestras de carbonatos totales, por que al ser elevados las cantidades de estos compuestos el valor del pH aumenta y como se puede observar en el cuadro 4, los valores del pH y los carbonatos totales son bastante altos; sin embargo estos suelos no presentan cantidades altas de sales, porque los valores de conductividad eléctrica de los suelos no sobrepasan los 200 ms/cm.

El contenido de MO en la profundidad de muestreo de 0-15 cm. presenta valores que hacen que se clasifique como suelos medianamente ricos en MO; mientras que la profundidad de muestreo de 15-30 cm se clasifica como medio en esta característica. (León, 2008), halló similares datos respecto a la presencia de la alcalinidad del suelo, asimismo, según (Lavado y col., 1996), observaron que se mostró una estructura espacial de pH solamente en áreas no pastoreadas (cuadro 4).

Cuadro 4. Nivel nutricional del suelo en el ejido providencia del municipio de Saltillo.

Distancia	Prof. suelo (cm)	% Arena	% Arcilla	% Limo	Clasificación	MO	Clasificación	% CO ₃	pH	C.E.
1	0-15	50	22.5	27.5	migajon arcillo-arenoso	0.69	Mediana/te pobre	74.89	8.26	175.3 Ms/cm
	15-30	54.1	20	25.9	migajon arcillo-arenoso	0.34	pobre	76.75	8.31	163.5 Ms/cm
2	0-15	55	25	20	migajon arcillo-arenoso	4.05	Extremada/te rico	46.12	8.36	173.6 Ms/cm
	15-30	42.5	20	37.5	migajon	3.37	rico	49.37	8.59	180.7 Ms/cm
3	0-15	51.6	15.9	32.5	migajon arenoso	3.30	rico	41.48	8.56	169.9 Ms/cm
	15-30	49.1	17.5	33.4	migajon	2.34	Mediana/te rico	42.40	8.39	169.2 Ms/cm
4	0-15	52.5	17.5	30	migajon arenoso	2.40	Mediana/te rico	52.15	8.34	165.7 Ms/cm
	15-30	55	20	25	migajon arenoso	1.72	mediano	49.37	8.44	169.2 Ms/cm
5	0-15	39.1	40	20.9	arcilla	1.31	mediano	70.25	8.49	179.1 Ms/cm
	15-30	34.1	47.5	18.4	arcilla	0.76	Mediana/te pobre	66.54	8.53	171.9 Ms/cm
6	0-15	52.5	15.9	31.6	migajon arenoso	2.40	Mediana/te rico	41.01	8.46	179.8 Ms/cm
	15-30	55	15.9	29.1	migajon arenoso	2.82	Mediana/te rico	36.83	8.39	174.7 Ms/cm
7	0-15	49.1	18.4	32.5	migajon	2.75	Mediana/te rico	46.12	8.35	176.8 Ms/cm
	15-30	51.6	17.5	30.9	migajon arenoso	2.82	Mediana/te rico	41.01	8.4	183.4 Ms/cm
8	0-15	39.1	25.9	35	migajon arcilloso	2.89	Mediana/te rico	40.08	8.43	178.1 Ms/cm
	15-30	49.1	18.4	32.5	migajon arenoso	3.16	rico	43.33	8.39	166.2 Ms/cm
9	0-15	46.6	20	33.4	migajon	3.37	rico	39.15	8.4	163.9 Ms/cm
	15-30	46.6	22.5	30.9	migajon	4.19	Extremada/te rico	42.87	8.45	165.4 Ms/cm
10	0-15	44.1	27.5	28.4	migajon arcilloso	0.82	pobre	73.50	8.41	209.0 Ms/cm
	15-30	46.6	22.5	30.9	migajon	2.20	Mediana/te rico	48.90	8.47	190.5 Ms/cm

A partir del cuadro 5, se puede establecer que en la parcela uno, de la distancia uno; el peso de la especie *Ephedra aspera*, superó en un 42 por ciento a las otras especies presentes; mientras que en la parcela número dos el peso superior lo presentó la *Larrea tridentata*, ya que sobrepasó en 48 por ciento el resto de las especies presentes en la parcela. También, (Baron y col., 2002) observaron que la intensidad de pastoreo tendió a incrementar la concentración de nitrógeno y a disminuir las concentraciones de fibra del forraje disponible.

La parcela número uno, de la distancia dos, se caracteriza por que el mayor peso lo presentó *Aristida longiseta* y adelantó en uno por ciento a las otras especies; mientras que el superior peso de la parcela dos fue de la misma especie y superó a *Ephedra aspera* en un 162 por ciento.

En la parcela uno de la distancia tres, la misma especie presentó el valor superior, ya que adelantó al peso de las otras especies en 13 por ciento y en la parcela dos, del mismo sitio, el peso de la *Larrea tridentata* aventajó al de las especies restantes en 19 por ciento. Según (Cowling, 2003) el pastoreo modifica las propiedades químicas del suelo.

En la distancia cuatro, en la parcela número uno, la especie con el superior peso fue la *Aristida longiseta* con 99.97 g. y adelantó a las otras especies en 61 por ciento. En la parcela dos, la especie denominada *Scleropogon brevifolius*, presentó el mayor peso seco, porque aventajó al resto de las especies en 48 por ciento.

El mayor peso de *Larrea tridentata*, caracteriza a la parcela uno de la distancia cinco, ya que superó en el peso al resto de las especies en 16 por ciento, y en la parcela número dos, sobresale la especie *Mimosa biuncifera* con el siete por ciento superior a las otras especies. Según (Tate y col., 2004) el pastoreo modifica las propiedades hidrológica, por la presencia de mayor cobertura vegetal en el pastizal natural.

El superior peso de la parcela uno, de la distancia seis, lo presentó la especie *Aristida longiseta* con 125.06 g. lo cual representa 47 por ciento más que las otras especies de la parcela. En la parcela número dos de esta misma distancia, el mayor peso fue de *Mimosa biuncifera*, ya que aventajó a las otras especies con el 36 por ciento del peso seco.

En la distancia siete, en la parcela uno, la especie *Mimosa Zighophyla* pesó 101.41 g., lo que representa el 46 por ciento superior a las demás especies presentes en esta parcela; mientras que en la parcela dos la *Mimosa biuncifera* fue la de mayor peso, porque aventajó en un 17 por ciento al resto de las especies presentes en esta parcela. También (Herrick y col., 2002); señala que el cambio, en las condiciones del suelo y los procesos ecológicos asociados (hidrología, ciclo de nutrientes y producción vegetal) son posteriores a cambios significativos en la vegetación del sitio de pastizal.

La parcela uno de la distancia ocho, se caracteriza porque la especie *Ephedra aspera* presentó el mayor peso seco, lo que representa el 7 por ciento más, que las otras especies de la parcela. En la parcela número dos de la misma distancia, la especie de superior peso seco fue la *Solanium elaeagnifolium* con el ocho por ciento más que las otras especies presentadas en esta parcela.

En la distancia nueve, en la parcela uno, la especie dominante en cuanto a peso, fue la *Mimosa zighopylla*, ya que se adelantó en 46 por ciento al resto de las especies de esa parcela y la número dos la especie con el peso superior fue *Ephedra aspera*, por que presentó 13 por ciento más que las otras especies en el peso seco. Guillen y Sims (2002), observaron que al incrementar la carga animal la producción vaca-becerro disminuyó la producción vaca de 206 kg a 144 kg, pero, en becerro se incrementó de 22.6 a 31.7 kg.

La especie *Ephedra aspera*, fue la especie con el peso seco superior, en la parcela número de la distancia diez; porque superó al resto de las especies de esta parcela en 55 por ciento, y en la parcela número dos, quien presentó lo anterior, fue *Larrea tridentata* con 42 por ciento más, en comparación a las demás especies presentes en esta parcela.

Cuadro 5. Producción de forraje de especies presentes en el pastizal natural del ejido Providencia del municipio Saltillo, en distintas distancias y parcelas.

Distancia	Especie	Producción de forraje/spp. (gr)
1	<i>Mimosa biuncifera</i>	202.15
	<i>Aristida longiseta</i>	183.85
	<i>Larrea tridentata</i>	226.36
	Total	1085.69
2	<i>Mimosa biuncifera</i>	144.65
	<i>Brickelia laciniata</i>	142.13
	<i>Aristida longiseta</i>	234.71
	Total	601.81
3	<i>Mimosa biuncifera</i>	224.31
	<i>Solanium elaeagnifolium</i>	193.56
	<i>Larrea tridentata</i>	197.47
	Total	1276.75
4	<i>Mimosa biuncifera</i>	172.58
	<i>Aristida longiseta</i>	183.97
	<i>Scleropogon brevifolius</i>	200.95
	Total	909.47
5	<i>Mimosa biuncifera</i>	181.58
	<i>Larrea tridentata</i>	300.15
	<i>Ephedra aspera</i>	182.24
	Total	1005.09
6	<i>Mimosa biuncifera</i>	173.71
	<i>Aristida longiseta</i>	195.06
	<i>Mimosa zigophylla</i>	200.17
	Total	
7	<i>Mimosa biuncifera</i>	178.9
	<i>Mimosa zigophylla</i>	202.41
	<i>Atriplex canescens</i>	172.08
	Total	1108.43
8	<i>Solanium elaeagnifolium</i>	210.34
	<i>Berberis trifoliolata</i>	210.47
	<i>Acacia farnesiana</i>	162.48
	Total	1456.68
9	<i>Mimosa biuncifera</i>	208.67
	<i>Mimosa zigophylla</i>	270.36
	<i>Aristida longiseta</i>	243.85
	Total	1110.9
10	<i>Asteraceae brickelia</i>	186.02
	<i>Mimosa zigophylla</i>	280.78
	<i>Larrea tridentata</i>	204.88
	Total	1581.23

La cobertura vegetal de la segunda área en estudio, está denominada por las especies *Aristida longiseta* y *Acacia farnesiana*, es decir se presentaron con mayor frecuencia en el área de estudio. Aquí de forma similar a la primera área se tiene mayor área presente por suelo desnudo, lo que está determinado, lo que está determinado por ser una zona con clima semiárido, característico de áreas con mayor evaporación a la precipitación.

Cuadro 6, Cobertura vegetal (frecuencia de las especies muestreadas en un Km. de distancia; cada 5 metros) de las especies presentes en el pastizal natural en el ejido Providencia del municipio Saltillo.

Especie encontrada	Número de veces que se encontró cada spp. en el pastizal natural en ejido Providencia municipio Saltillo
<i>Asteraceae brickelia</i>	0.040
<i>Acacia farnesiana</i>	0.145
<i>Larrea tridentata</i>	0.080
<i>Aristida longiseta</i>	0.160
suelo desnudo	0.285
piedra	0.145
Mantillo	0.040
<i>Berveris trifoliolata</i>	0.015
<i>Opuntia microdasys</i>	0.020
<i>Atriplex canescens</i>	0.025
Roca	0.010
<i>Mimosa buncifera</i>	0.020
<i>Ephedra aspera</i>	0.015
Total	200

Tercer Área de Estudio

A partir del cuadro 7, se puede establecer que la textura del suelo de la profundidad 0-15 cm., varió de migajón-arenoso a migajón-arcilloso, mientras que esta característica; pero en la profundidad de muestreo de 15-30 cm, fue de migajón arcilloso a arcilla.

En este mismo cuadro se puede observar que por las cantidades de MO del suelo, de la parte más superficial (0-15 cm), se clasifica como medianamente rico y en la profundidad de muestreo de 15-30 cm, por los contenidos de MO se clasifica al suelo como mediano.

Aquí en esta área de estudio, y de acuerdo al mismo cuadro, los contenidos de carbonatos no son tan altos como en las dos áreas anteriores; sin embargo el contenido de estos compuestos si sobrepasan los valores mínimos, establecidos por la Food American Organization (FAO/UNESCO 1986), para considerar a un suelo como de origen sedimentario y calizo, porque este organismo establece que el contenido de este compuesto deberá ser superior al 20 por ciento.

Esta situación se presenta todo el año de estadio; además, esto provoca en gran medida que el pH de los suelos sea muy alcalino y para esta área de estudio hay indicio de que los suelos tengan problemas de sales, porque la conductividad eléctrica, para todos los sitios de muestreo, es superior a los 200 ms/cm. Por otro lado es importante el determinar el tiempo de uso y descanso de la unidad de pastoreo ya que con ello se evita la sucesión de espacio de plantas de gramíneas por plantas de arbustivas y por ende la erosión del suelo (Friedel 1991), aunado a la disminución de la productividad y el valor nutritivo del pasto (Wedin 1996).

Cuadro 7. Nivel nutricional del suelo en el pastizal natural en el ejido Providencia del municipio de Saltillo.

Distancia	Prof. suelo (cm)	% Arena	% Arcilla	% Limo	Clasificación	MO	Clasificación	CO3	pH	C.E.
1	0-15	65	22.5	12.5	migajón arcillo-arenoso	2.07	Mediana/te rico	39.15	8.5	215.0 Ms/cm
	15-30	52.5	20	27.5	migajon arenoso	2.26	Mediana/te rico	37.76	8.46	222.0 Ms/cm
2	0-15	57.5	22.5	20	migajon arcillo-arenoso	1.81	mediano	35.91	8.56	211.0 Ms/cm
	15-30	55	15	30	migajon arenoso	1.81	mediano	39.62	8.41	209.0 Ms/cm
3	0-15	42.5	27.5	30	migajon arcilloso	4.37	extremada/te rico	40.08	8.43	222.0 Ms/cm
	15-30	37.5	25	37.5	migajon	2.45	Mediana/te pobre	35.44	8.45	221.0 Ms/cm
4	0-15	45	22.5	32.5	migajon	2.84	Mediana/te rico	45.19	8.64	214.0 Ms/cm
	15-30	52.5	25	22.5	migajon arcillo-arenoso	4.50	Extremada/te rico	43.33	8.58	213.0 Ms/cm
5	0-15	40	27.5	32.5	migajon arcilloso	2.90	Mediana/te rico	42.40	8.55	214.0 Ms/cm
	15-30	47.5	22.5	30	migajon	2.20	Mediana/te rico	44.72	8.56	213.0 Ms/cm
6	0-15	57.5	15	27.5	migajon arenoso	2.65	Mediana/te rico	9.91	8.59	209.0 Ms/cm
	15-30	60	20	20	migajon arcillo-arenoso	2.90	Mediana/te rico	31.26	8.67	213.0 Ms/cm
7	0-15	57.5	22.5	20	migajon arcillo-arenoso	3.09	rico	34.05	8.56	217.0 Ms/cm
	15-30	55	22.5	22.5	migajon arcillo-arenoso	1.43	mediano	34.51	8.55	216.0 Ms/cm
8	0-15	30	47.5	22.5	arcilla	1.37	mediano	72.57	8.68	216.0 Ms/cm
	15-30	37.5	40	22.5	arcilla	1.37	mediano	70.72	8.61	218.0 Ms/cm
9	0-15	62.5	12.5	25	migajon arenoso	3.28	rico	36.83	8.58	215.0 Ms/cm
	15-30	57.5	15	27.5	migajon arenoso	2.65	Mediana/te rico	42.40	8.55	213.0 Ms/cm
10	0-15	52.5	20	27.5	migajon arenoso	3.60	rico	36.37	8.52	215.0 Ms/cm
	15-30	62.5	12.5	25	migajon arenoso	2.58	Mediana/te rico	42.40	8.7	218.0 Ms/cm

En el cuadro 8, se puede apreciar la presencia del tipo de vegetación y del peso promedio de las especies presentes en 10 distancias de muestreo y dos parcelas en cada una de ellas.

En la distancia uno, parcela uno, la especie con el superior peso fue *Opuntia microdasys*, ya que sobrepaso en 95 por ciento a las demás especies y en la parcela número dos, el peso seco de *Acacia farnesiana*, adelanto en 36 por ciento al resto de las especies presentes en esta parcela.

La *Opuntia microdasys*, destacó con el superior peso seco en esta parcela uno, de la distancia con 47 por ciento más que el resto de las especies; pero en la misma distancia y la parcela dos, quien supero en 47 por ciento a las otras especies presentes en la parcela fue *Berberís trifoliolata*.

La parcela uno de la distancia tres, se destaca por que el mayor peso seco lo presentó la especie *Opuntia microdasys*, con 50% superior a las demás especies y en la parcela número dos, sobresalió la especie *Scleropogon brevifolius*, ya que aventajó a las otras especies en 70 por ciento.

A pesar de presentar solo tres especies, la parcela uno de la distancia cuatro, con el peso seco superior, la especie *Berberís trifoliolata*, con el 93 por ciento mayor a las otras dos especies; mientras que en la parcela número dos, esta misma especie fue la de mayor peso seco, con 46 por ciento más que el resto de las especies. Resultados similares obtuvieron Schnabel y col. (2001), quienes concluyeron que la capacidad de acumulación de carbono y nitrógeno por los pastos depende de que los nutrientes arriba y abajo del suelo puedan ser reducidos con un incremento en la intensidad del apacentamiento.

En la distancia de muestreo número cinco, en la parcela uno destaca la especie *Acacia farnesiana*, ya que su peso seco sobresalió en 13 por ciento más que el resto de las especies presentes en esta parcela y en la parcela número dos, la especie *Scleropogon brevifolius*, aventajó en 19 por ciento al resto de las especies de esta parcela.

La parcela número uno de la distancia seis, está dominada por la especie *Berberís trifoliolata*, porque su peso seco fue superior en 13 por ciento al resto de las especies presentes en la parcela. En la parcela número dos, la especie con el mayor peso seco fue *Aristida longiseta*, ya que adelantó al resto de las especies en 19 por ciento. En la distancia siete, en las dos parcelas de muestreo, la especie *Larrea tridentata* superó a las demás

especies en 52 y 23 por ciento, respectivamente en cada una de las parcelas. En la distancia ocho parcela uno, el superior peso seco fue de la especie *Aristida longiseta*, por que aventajó en 48 por ciento al resto de las especies presentes ahí; mientras que en la parcela número dos quien realizó esta acción fue *Scleropogon brevifolius*, con 48 por ciento más que las otras especies. El peso de la *Opuntia microdasys*, fue la que sobresalió en la parcela numero uno de la distancia de muestreo nueve, con 66 por ciento más que el resto de las especies presentes y en la parcela número dos, la especie *Berveris trifoliolata*, aventajó en 107 por ciento a las demás especies de esta parcela. Resultados similares obtuvieron Schnabel y col. (2001), quienes concluyeron que la capacidad de acumulación de carbono y nitrógeno por los pastos depende de que los nutrientes arriba y bajo la superficie del suelo puede ser reducidos con un incremento en la intensidad del apacentamiento.

La parcela uno de la distancia diez, se caracteriza por que la especie *Prosopis glandulosa*, fue la que presentó el mayor peso seco, con 18 por ciento más que las otras especies; mientras que en la parcela número dos, *Opuntia microdasys*, fue la de mayor peso seco y aventajó en 62 por ciento.

Cuadro 8. Producción de forraje de las especies vegetativas, existentes en el pastizal natural en el ejido Providencia del municipio Saltillo, distribuidos por distancias y parcelas.

Distancia	Especies	Producción de forraje /spp. (gr)
1	<i>Acacia farnesiana</i>	160.56
	<i>Opuntia microdasys</i>	282.05
	<i>Scleropogon brevifolius</i>	159.14
	Total	1128.3
2	<i>Larrea tridentata</i>	196.9
	<i>Scleropogon brevifolius</i>	247.56
	<i>Opuntia microdasys</i>	177.18
	Total	847.51
3	<i>Berberis trifoliolata</i>	272.34
	<i>Scleropogon brevifolius</i>	270.72
	<i>Opuntia microdasys</i>	188.27
	Total	1017.9
4	<i>Berberis trifoliolata</i>	321.93
	<i>Aristida longiseta</i>	254.58
	<i>Opuntia microdasys</i>	185.42
	Total	1332.16
5	<i>Acacia farnesiana</i>	217.93
	<i>Larrea tridentata</i>	178.06
	<i>Scleropogon brevifolius</i>	233.9
	Total	788.35
6	<i>Scleropogon brevifolius</i>	201.28
	<i>Berberis trifoliolata</i>	196.24
	<i>Acacia farnesiana</i>	194.96
	Total	949.55
7	<i>Scleropogon brevifolius</i>	148.66
	<i>Opuntia microdasys</i>	132.06
	<i>Larrea tridentata</i>	208.5
	Total	700.80
8	<i>Scleropogon brevifolius</i>	256.3
	<i>Aristida longiseta</i>	202.68
	<i>Opuntia microdasys</i>	267.43
	Total	889.75
9	<i>Larrea tridentata</i>	142.57
	<i>Berberis trifoliolata</i>	192.68
	<i>Opuntia microdasys</i>	137.56
	Total	649.4
10	<i>Scleropogon brevifolius</i>	140.18
	<i>Prosopis glandulosa</i>	145.12
	<i>Opuntia microdasys</i>	192.90
	Total	1005.12

Esta tercera área en estudio, es muy similar a las otras dos áreas en cuanto a la cobertura vegetal, por que domina el suelo desnudo; es decir la cobertura vegetal es poca. Dominan las especies *Larrea tridentata* y *Aristida longiseta*; mientras que *Solanium elaeagnifolium*, fue la que menos frecuencia de presentación tuvo.

Cuadro 9. Cobertura vegetal (frecuencia de las especies muestreadas en un Km. de distancia; cada 5 metros).

Espece encontrada	Número de veces que se encontró cada spp. en el pastizal natural en ejido Providencia municipio Saltillo
<i>Berveris trifoliolata</i>	0.005
suelo desnudo	0.190
<i>Aristida longiseta</i>	0.105
<i>Larrea tridentata</i>	0.195
<i>Opuntia microdasys</i>	0.055
Piedra	0.135
<i>Acacia farnesiana</i>	0.095
Mantillo	0.060
<i>Scleropogon brevifolius</i>	0.055
<i>Mimosa biuncifera</i>	0.065
<i>Solanium elaeagnifolium</i>	0.015
<i>Ephedra aspera</i>	0.025
Total	200

CONCLUSIONES

1. El pH del suelo; en esta área, los valores fluctuaron entre 8.22 y 8.54, lo que lo clasifica como muy alcalino, estos altos valores de pH, en gran parte se pueden deber a las cantidades tan altas de carbonatos totales, porque estos oscilaron entre 46.12 la inferior y 89.75 por ciento, para la superior.
2. Sin embargo estos suelos no son salinos, porque los valores de la conductividad eléctrica (CE) no superan los 200 ms/cm.
3. *Aristida longiseta*, supero a los otros tres tipos de vegetación, ya que en el peso seco fue de 81.39 g. y aventajo en 45 por ciento del peso a las otras especies presentes.
4. En cuanto a la cobertura vegetal de esta área, se tiene la mayor presencia de *Aristida longiseta* y *Acacia farnesiana*, en otras palabras son las especies más frecuentes en esta área
5. Los suelos se caracterizan por que en la profundidad de muestreo de 0-15 cm. la textura dominante fue de migajón-arcillo-arenoso, a migajón arenoso; mientras que en la profundidad de 15-30 cm. la textura presente fue el migajón.
6. El contenido de MO en la profundidad de muestreo de 0-15 cm. presenta valores que hacen que se clasifique como suelos medianamente ricos.
7. En la profundidad de muestreo de 15-30 cm, fue de migajón arcilloso a arcilla.
8. El pH de los suelos sea muy alcalino y para esta área de estudio hay indicio de que los suelos tengan problemas de sales, porque la conductividad eléctrica, para todos los sitios de muestreo, es superior a los 200 ms/cm.

LITERATURA CITADA

- Aguiar, M. R., and O. E. Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 14:273–277
- Aguiar, MR y OE Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 273-277.
- Al-Adawi, SS and RC Reeder. 1996. Compaction and subsoiling effects on corn and soybean yields and soil physical properties. *Trans. of the ASAE* 39: 1641-1649.
- Altesor, A., Di Leandro, E., May, H. and Ecurra, E. 1998. Long-term species change in a Uruguayan grassland. *Journal of Vegetation Science* 9: 173-180.
- Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E., Lezama, F. and Rodríguez, C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of an Uruguayan grassland. *Plant Ecology* 179: 83-91.
- Altesor, A., Piñeiro, G., Lezama, F., Jackson, R.B., Sarasola, M. and Paruelo, J. M. 2006. Ecosystem changes associated with grazing removal in sub-humid grasslands of South America. *Journal of Vegetation Science* 17: 323-332.
- Anderson VJ and DD Briske (1995) Herbivore-induced species replacement in grasslands: is it driven by herbivory tolerance or avoidance? *Ecological Applications* 5: 1014-1024.
- Anderson, R.C. 1982. An evolutionary model summarizing the roles of fire, climate and grazing animals in the origin and maintenance of grasslands. In: J. R. Estes, R. J. Tylr and J. N. Brunken (eds), *Grasses and Grasslands: Systematic and Ecology*, pp 297-308. Univ. Oklahoma Press. Norman. OK.
- Ayoub, A. T. 1998. Extent, severity and causative factors of land degradation in Sudan. *J. Arid Environ.* 38: 397–409.
- Bailey, D. W., J.E. Gross, E. A. Laca, L. R. Rittenhouse, M. B. Coughenour, D. M. Swift, and P. L. Sims. 1996. Mechanisms that result in large herbivore grazing patterns. *J. Range Manage.* 49: 386–400.

- Baron, V.S., A.C. Dick, E. Mapfumo, S.S. Malhi, M.A. Naeth, and D.S. Chanasyk. 2001. Grazing impacts on soils nitrogen and phosphorus under parkland pastures. *J. Range Manage.* 54(6): 704-710.
- Barrows, E. M. 1996. *Animal Behavior Desk Reference*. CRC Press, USA. 672 p.
- Belsky AJ (1986) Does herbivory benefit plants? a review of the evidence. *American Naturalist* 127: 870-892.
- Belsky, A. J. 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *J. Veg. Sci.* 3: 187-200.
- Bertiller, M. B. 1996. Grazing effects on sustainable semiarid rangelands in Patagonia. *Seed Sc. Res.* 8: 39–45.
- Beukes P.C., Cowling R.M. 2003. Non-selective grazing impacts on soil-properties of the Nama Karoo. *J Range Manage* 56(5): 547-552.
- Bisigato, A., M. Bertiller, J. Ares, and E. Pazos. 2005. Effect of grazing on plant patterns in arid ecosystems of the Patagonian Monte. *Ecography* 28: 561–572.
- Blackburn W.H. 1983. Livestock grazing impacts on watersheds. *Rangelands*. 5(3): 123-125.
- Blackburn W.H. 1984. Impacts of grazing intensity and specialized grazing systems on watershed characteristics and responses. In: *Developing strategies for rangeland management*. Nat. Res. Council., Nat. Acad
- Blackburn W.H., R.W. Knight, M.K. Wood. 1982. *Impacts of grazing on watersheds: A state of knowledge*. College Station, Texas, USA. Texas Agricultural Experiment Station.
- Bontti, E. E., R. M. Bóo, L. I. Lindström, and O. R. Elía. 1999. Botanical composition of cattle and vizcacha diets in central Argentina. *J. Range Manage.* 52: 370–377.
- Busscher, W; P Bauer; C Camp and R Sojka. 1997. Correction of cone index for soil water content differences in a coastal plain soil. *Soil Till. Res.* 43: 205-217.

- Cabido, M., Ateca, N., Astegiano, M. E. and Anton, A. M. 1997. Distribution of C₃ and C₄ grasses along an altitudinal gradient in central Argentina. *J. of Biogeograp.* 24: 197-204.
- Callaway, R. M. 1995. Positive interactions among plants. *The Bot. Rev.* 61: 306–349.
- Cavagnaro, J. B. 1988. Distribution of C₃ and C₄ grasses at different altitudes in a temperate arid region of Argentina. *Oecología* 76: 273-277.
- Cerqueira, E. D., A. M. Sáenz, and C. M. Rabotnikof. 2004. Seasonal nutritive value of native grasses of Argentine Caldén Forest Range. *J. Arid Environ.* 59: 645–656.
- Cerqueira, E. D., A. M. Sáenz, C. M. Rabotnikof, B. Fernández, y C. Chirino. 2000. Dietas de vacunos en pastoreo sobre dos condiciones del bosque de caldén. *Actas de la XVI Reunión Latinoamericana de Producción Animal (Versión CD alpa\Trabajos\Nutrición\NR 35.htm)* Montevideo, Uruguay.
- Collins, S. L. 1987 Interactions of disturbances in tallgrass prairie: A field experiment. *Ecology* 68: 1243-1250.
- Collins, S. L. and Wallace, L. C. 1990. (eds), *Fire in North American Tallgrass Prairies*. University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma. 308 pp. Congr. Soc. Range Manage., Denver, Colorado. 298-291pp.
- Daubenmire, R.F. 1959. A canopy-coverage method of vegetational analysis. *Northwest Science* 33, 43-64.
- De Robert, B. and M. Monasterio. 1993. Prácticas agrícolas campesinas en el páramo de Apure, Sierra Nevada de Mérida, Venezuela, Pp. 37-55, in M. Rab (ed.): *El uso tradicional de los recursos naturales en montañas: tradición transformación*. Unesco Montevideo.
- Del Puerto, O. 1993. *Vegetación del Uruguay*. Boletín de Facultad de Agronomía, UdelaR. Montevideo - Uruguay.
- Del Valle, HF; NO Elissalde; DA Gagliardini and J Milovich. 1997. Distribución y cartografía de la desertificación en la región de Patagonia. *RIA* 28: 1-24.
- Deregibus, V. A., Sanchez, R. A., Casal, J.J. and Trlica, M. 1985. Tillering responses to enrichment of red light beneath the canopy in a humid natural grassland. *J. of Appl. Ecol.* 22:199.206.

- Díaz S, A Acosta and M Cabido (1994a) Community structure in montane grasslands of central Argentina in relation to land use. *Journal of Vegetation Science* 5: 483-488.
- Díaz S, A Acosta and M Cabido (1994b) Grazing and the phenology of flowering and fruiting in a montane grassland in Argentina: a niche approach. *Oikos* 70: 287-295.
- Díaz, S. and Cabido, M. 1997. Plant functional types and ecosystems function in relation to global change. *J. Veg. Sci.* 8: 464-474.
- Distel, R. A., and R. M. Boó. 1995. Vegetation states and transitions in temperate semiarid rangelands of Argentina. *Fifth International Rangeland Congress* (Salt Lake City, Utah, July 1995). pp. 118–119.
- Dix, R.L. 1961. An application of the point-centered quarter method to the sampling of grassland vegetation. *Journal of Range Management* 14 (2): 63-69.
- Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., Burke, I. C. and Coffin, D. P. 1997. Productivity patterns of C₄ and C₃ functional types in the U.S. great plains. *Ecology*, 78(3): 722-731.
- Facelli JM, CM Montero and RJC León (1988) Effect of different disturbance regimen on seminatural grasslands from the subhumid Pampa. *Flora* 180: 241-249.
- Facelli, J.M. 1988. Response to grazing after nine years of cattle exclusion in a Flooding Pampa grassland, Argentina. *Vegetatio* 78: 21-25.
- Facelli, J.M., León, R.J.C. and Deregibus, V.A. 1988. Community structure in grazed and ungrazed grassland sites in the Flooding Pampa, Argentina. *Am. Midl. Nat.* 121: 125- 133.
- FAO (2001): *Pastoralism in the new millennium. Animal production and health*, 150. FAO, Roma.
- FAO-PNUMA-UNESCO. 1980. Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. Programa de las naciones unidas para el medio ambiente. Via delle Terme di Caracalla., 00100 Roma Italia. pp 86.

- Fernández, R. J., A. H. Nuñez, and A. Soriano. 1992. Contrasting demography of two Patagonian shrubs under different conditions of sheep grazing and resource supply. *Oecologia* 91: 39–46.
- Ferrer, C., San Miguel, A. and Olea, L. (2001): Nomenclátor básico de pastos en España. *Pastos*, 31: 7-44.
- Friedel, M.H. 1991. Range Condition assessment and the concept of threshold: A viewpoint, *J. Range Manage.* 44:422-426.
- Friedel, MH. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: A viewpoint. *Journal of Range Management* 44: 422-426.
- Gallego, L., and R. A. Distel, 2004. Phytolith assemblages in grasses native to Central Argentina. *Ann. Bot.* 94: 865–874.
- Gallego, L., y R. A. Distel. 2001. Evidencia del reemplazo de flechillales por pajonales en pastizales del Caldenal. I Reunión Binacional de Ecología (Bariloche, Argentina). pp: 103.
- García Martínez, GC. 2005. Cambios edáficos asociados al pastoreo ovino en la estepa patagónica, Distrito Occidental. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (UBA). 37 pp.
- Gardner SM, M Cabido, GR Valladares and S Díaz (1995) The influence of habitat structure on arthropod diversity in Argentine semi-arid Chaco forest. *Journal of Vegetation Science* 6: 349-356.
- Gibon, A. (2005): Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level. *Livestock Production Science*, 96: 11-31.
- Gifford G.F., R. H. Hawkins. 1978. Hydrologic impact of grazing on infiltration: A critical review. *Water Resour Res.* 14(2): 305-313.
- Golluscio, RA; VA Deregibus and JM Paruelo. 1998. Sustainability and range management in the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8: 265-284.
- Guevara, J. C., O. R. Estevez, C. R. Stasi, and J. M. Gonnet. 2002 Perennial grass response to cattle grazing in the plain, mid–west Argentina. *J. Arid Environ.* 52: 339–348.

- Hamza, MA and W Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Till. Res.* 82: 121-145.
- Harper, J. L. 1990. Population Biology of Plants. Academic Press, London. 892 p.
- Hobbs RJ and LF Huenneke (1992) Disturbance, diversity, and invasion: implication for conservation. *Conservation Biology* 6: 324-337.
- Hobbs, R. J. and L. F. Huennecke. 1992. Disturbance, Diversity and Invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology* 6 : 324-337.
- Hodgkinson, K. C. 1992. Elements of grazing strategies for perennial grass management in Rangelands. *In*: Chapman, G. P. (ed). Desertified Grasslands: their Biology and Management (Linnean Society Symposium Series No 13). London. Academic Press. pp: 77–94.
- Hofstede, R. 1995. Effects of burning and grazing on a Colombian páramo ecosystem. Universidad de Amsterdam, I T C, Enschede.
- Holechek J.L., R.D. Pieper, C.H. Herbel. 1995. Range management: Principles and practices. 2nd ed. New Jersey, USA: Prentice-Hall, Inc. 526 pp.
- Horn, S. P. 1990. Vegetation recovery after the 1976 paramo fire in Chirripó National Park, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 38 (2): 267-275.
- Howe, H. F. 1994. Managing species diversity in tallgrass prairie: Assumptions and implications. *Conser. Biolol.*, 8 (3): 691-704.
INTA, Gobierno de La Pampa y Facultad de Agronomía (UNLPam). 1980. Inventario Integrado de los Recursos Naturales de La Pampa, Bs. As. 493 p.
- INTA-GTZ. 1995. Lucha contra la desertificación en la Patagonia a través de un sistema de monitoreo ecológico. LUDEPASME, 182 pp.
- Janzen, D.H. 1973. Rate of regeneration after a tropical high elevation fire. *Biotropica* 5 (2):117-122.

- Keating, P. L. 1998. Effects of anthropogenic disturbances on paramo vegetation in Podocarpus National Park, Ecuador. *Physical Geography* 19: 221-238.
- Kellner, K., and O. J. H. Bosch. 1992. Influence of patch formation in determining the stocking rate for southern African grasslands. *J. Arid Environ.* 22: 99–105.
- Ketling, R. W. 1954. Effects of moderate grazing on the composition and plant production of a native tall-grass prairie en central Oklahoma. *Ecology* 35: 200-207.
- Knapp AK, JM Blair, JM Briggs, SL Collins, DC Hartnett, LC Johnson and EG Towne (1999) The keystone role of bison in North American tallgrass prairie. *BioScience* 49: 39-50.
- Laegaard, S. 1992. Influence of fire in the grass paramo vegetation of Ecuador. Pp. 151-170, in H. Balslev and Luteyn, J.L (eds): *Paramo an Andean Ecosystem unde Human Influence*. Academic press. Londres.
- Lavado, R.S., Sierra, J.O. and Hashimoto, P. N. Impact f grazing on soil nutrients in a pampean grassland. *Journal of Range Management.* 49:452-457.
- Lavorel, S., S. Mcintyre, J. Landsberg and D. A. Forbes T. 1997. Plant functional classifications: fro general groups to specific groups based on response to disturbance. *TREE* 12(12): 474 – 478.
- Laycock, WA. 1991. Stable states and thresholds of range condition on North American rangelands: A viewpoint. *Journal of Range Management* 44: 427-433.
- Leege, T., J. Daryl and B. Zamora. 1981. Effects of cattle grazing on mountain meadows in Idaho. *Journa of Range Management* 34(4): 324-328.
- León RJC, GM Rusch and M Oesterheld (1984) Pastizales pampeanos: impacto agropecuario. *Phytocoenologia* 12: 201-218.
- León, RJC and MR Aguiar. 1985. El deterioro por uso pasturil en estepas herbáceas patagónicas. *Phytocoenología* 13: 181- 196.

- León, RJC; D Bran; M Collantes; JM Paruelo and A Soriano. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología Austral* 8: 125-144.
- Llambi, L. D. and L. Sarmiento. 1998. Biomasa microbiana y otros parámetros edáficos en una sucesión secundaria en los páramos venezolanos. *Ecotropico* 11 (1):1-14.
- Llorens, E. M. 1995. Viewpoint: the state and transition model applied to the herbaceous layer of Argentina's caldén forest. *J. Range Manage.* 48: 442–447.
- Llorens, E. M., and E. O. Frank. 1999. Aspectos ecológicos del estrato herbáceo del caldenal y estrategias para su manejo. AACREA, Sub. de Asuntos Agrarios–Provincia de La Pampa, E.E.A. INTA, Anguil. 81 pp.
- Lubchencko, J. 1978. Plant species diversity in a marine intertidal community: importance of herbivore food preference and algal competitive abilities. *Am. Nat.* 112: 23-29.
- Ludwig, JA and DJ Tongway. 1995. Spatial organization of landscapes and its function in semi-arid woodlands, Australia. *Landscape Ecology* 10: 51-63.
- Maestre, F. T. and J. Cortina. 2005. Remnant shrubs in Mediterranean semi-arid steppes, effects of shrub size, abiotic factors and species identity on understorey richness and occurrence. *Acta Oecologica* 27:161–169.
- Magurran A.E. (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Chapman and Hall, London, United Kingdom. 179 pp.
- Marchi, A., E. L. Oriente and C. Frasinelli. 1990. Manejo de pastizales naturales. Simulación de alternativas de uso de un pastizal de *Piptochaetium napostaense* y *Poa ligularis*. Jornadas pampeanas sobre pastizales naturales y uso del fuego. *Revista Facultad Agronomía. UNLPam* 5: 47–62.
- McGinty W.A., F.E. Smeins, L.B. Merrill. 1979. Influence of soil, vegetation and grazing management on infiltration rate and sediment production of Edwards Plateau rangeland. *J. Range Manage.* 32(1): 33-37.

- McIntyre S and S Lavorel (1994) How environmental and disturbance factors influence species composition in temperate Australian grasslands. *Journal of Vegetation Science* 5: 373-384.
- Milchunas D. G. and W. K. Lauenroth. 1993 Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecologica Monographs* 63: 327 – 366.
- Milchunas DG and WK Lauenroth (1989) Three-dimensional distribution of plant biomass in relation to grazing and topography in the short grass steppe. *Oikos* 55: 82-86.
- Milchunas DG and WK Lauenroth (1993) A quantitative assessment of the effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63: 327-366.
- Milchunas DG, OE Sala and WK Lauenroth (1988) A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist* 132: 87-106.
- Milchunas, D. G. , O. E. Sala and W. K. Lauenroth. 1988. A generalizad model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *Am .Nat.* 132: 87-106.
- Molina SI, GR Valladares, S Gardner and M Cabido (1999) The effects of logging and grazing on the insect community associated with a semi-arid chaco forest in central Argentina. *Journal of Arid Environments* 42: 29-42.
- Molinillo, M. F. 1992. Pastoreo en ecosistemas de páramo: estrategias culturales e impacto sobre la vegetación en la cordillera de Mérida, Venezuela. Tesis de Maestría en Ecología Tropical. Universidad de los Andes, Mérida. Venezuela
- Molinillo, M. F. and M. Monasterio. 1997. Pastoralism in paramo environments: practices forage and impact on vegetation in the Cordillera of Mérida. *Mountain Research and Development* 17: 197-211.
- Monasterio, M. (1980): Poblamiento humano y uso de la tierra en los altos Andes de Venezuela. En: *Estudios Ecológicos en los Páramos Andinos* (M. Monasterio, Ed.). Universidad de los Andes: 170-198, Mérida.

- Monasterio, M. 1979. El Páramo Desértico en el Altiandino de Venezuela. Pp. 118-146, in M.L. Salgado Labouriau (ed.): El Medio Ambiente Páramo. Centr de Estudios Avanzados. Caracas. Venezuela.
- Montoya, J. M. (1984): Pastoralismo mediterráneo. Monografías INIA, 25: 162 pp., Madrid.
- Montserrat, P. (1964): Ecología del pasto. Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental, 1: 22 pp., Jaca.
- Montserrat, P. (1972): Estructura del sistema agropecuario. Anales de Edafología y Agrobiología, 31 (1-2): 151-156.
- Montserrat, P. (1976): Aspectos relacionados con la investigación en práticamente. Anales del Instituto de Estudios Agropecuarios, 2: 63-84.
- Montserrat, P. (2008): Ecología del pasto pirenaico. Un panorama general. En: Pastos del Pirineo (F Fillat, R. García-González, D. Gómez and R. Reiné, Eds). CSIC y Diputación de Huesca: 1-4, Huesca.
- Montserrat, P. and Fillat, F (1977-78). La ganadería extensiva y las culturas rurales montañosas. Anales del Instituto de Estudios Agropecuarios, 3: 83-120.
- Montserrat, P. and Fillat, F (1990): The systems of grassland management in Spain. In: Managed Grasslands in Ecosystems of the World (A.I. Breymer, Ed.). 37-70, Amsterdam, Oxford, New York and Tokyo.
- Montserrat, P. and Fillat, F (2004): Pastos y ganadería extensiva. Evolución reciente de la ganadería extensiva española y perspectivas. XLIV Reunión de la S.E.E.P 9-17, Salamanca.
- Montserrat-Martí, J. (1992): Evolución glacial y postglacial del clima y la vegetación en la vertiente sur del Pirineo: estudio palinológico. Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología, 6: 149 pp., Jaca.
- Morán, M; JL Costa; P Calviño and J Rodríguez. 2000. Influencia del pastoreo de verdeos sobre algunas propiedades físicas del suelo y del cultivo de soja en un sistema de siembra directa. Actas XVII Congr. Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata.

- Moretto, A. S., and R. A. Distel. 1999. Effects of selective defoliation on the competitive interaction between palatable and unpalatable grasses. *J. Arid Environ.* 42: 167–175.
- Morici, E. F. A., A. G. Kin, M. B. Mazzola, R. Ernst, y M. S. Poey. 2006a. Efecto del pastoreo sobre las gramíneas perennes *Piptochaetium napostaense* y *Poa ligularis* en relación con la distancia a la aguada. *Revista Facultad Agronomía. UNLPam* 17: 1–13.
- Morici, E. F. A., R. Ernst., A. Kin, D. Estelrich, M. Mazzola, y S. Poey. 2003. Efecto del pastoreo en un pastizal semiárido de Argentina según la distancia a la aguada. *Archivos de Zootecnia* 52: 59–66.
- Morici, E. F. A., W. Muiño, R. Ernst, y M. S. Poey. 2006b. Efecto de la distancia a la aguada sobre la estructura del estrato herbáceo en matorrales de *Larrea sp.* pastoreados por bovinos en zonas áridas de Argentina. *Archivos de Zootecnia* 55: 149–159.
- Noy-Meir I, M Gutman and Y. Kaplan. (1989) Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. *Journal of Ecology* 77: 290- 310.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 25- 51.
- Noy–Meir, I. 1990. Responses of two semiarid rangeland communities to protection from grazing. *Israel J. Bot.* 39: 431–442.
- Noy-Meir, I. 1995. Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. *J. Veg. Sci.* 6: 701-710.
- O’connor, K. F (1978): The rational use of high mountain resources in pastoral. systems. In: The use of high mountains of the World. IUCN: 169-183, New Zea- land.
- O’connor, K. F (1984): Stability and unstability of ecological systems in New Zealand. mountains. *Mountains Research and Development*, 4 (1): 15- 29.
- Ode, D. J., L. L. Tiezen, and J. C. Lerman. 1980. The seasonal contribution of C₃ and C₄ plant species to primary production in a Mixed Prairie. *Ecology* 61: 1300-1311.
- Olf H v ME Ritchie (1998) Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 261-265.

- Olivares, A. 1989. El ecosistema silvipastoral. *Avances en Producción Animal* 14: 3–14.
- Paruelo, J. M., Guerschman J. P. y Verón, S. R. 2005. Expansión agrícola y cambio en el uso del suelo. *Ciencia hoy* 15: 14-23.
- Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., Sala, O. E., Lauenroth, W. K. and Burke, I. C. 1998. Functional and structural convergence of temperate grassland and shrubland ecosystems. *Ecol. Appl.* 8 (1): 194-206.
- Paruelo, JM; MB Bertiller; TM Schlichter and FR Coronato. 1993. Secuencias de deterioro en distintos ambientes patagónicos. Su caracterización mediante el modelo de estados y transiciones. Convenio Argentino Alemán. Cooperación Técnica INTA-GTZ. 110 pp.
- Patón, D., T. Zaballo, y J. Tovar. 1995. Ecología del comportamiento del ganado vacuno retinto en pastoreo. Relaciones entre intensidad de uso, diversidad ecológica y composición botánica del pastizal. *Archivos de Zootecnia* 44: 303–315.
- Pearcy, R. W. and Ehleringer, J. 1984. Comparative Ecophysiology of C₃ and C₄ plants. *Plant, Cell and Environment* 7:1-13.
- Pechanec J.F., Pickford, G.D. 1937. A weight estimate method for the determination of range or pasture production. *Journal of American Society of Agronomy* 29 (11): 894-904.
- Pelaez, D., R. M. Boo, O. R. Elia, y M. D. Mayor. 1992. Interacciones competitivas entre *Piptochaetium napostaense* (Speg) Hachel. y *Stipa tenuis* Phil. con plántulas de *Prosopis caldenia* Burk. *Revista Argentina de Producción Animal* 12: 253–258.
- Penfound, W. T. 1964. The relation of grazing to plant succession in the tall grass prairie. *J. Range Management* 17: 256-260.
- Perelman, SB; RJC León and JP Bussacca. 1997. Floristic changes related to grazing intensity in a Patagonian shrub steppe. *Ecography* 20: 400-406.
- Perevolotsky A., and N.G. Seligman (1998) Role of grazing in Mediterranean rangeland ecosystems. *Bioscience* 48: 1007-1017.
- Pettit NE, RH Froend and PG Ladd (1995) Grazing in remnant woodland vegetation: changes in species composition and life form groups. *Journal of Vegetation Science* 6: 121-130.

- Pickett, S. T. A. and P. S. White. 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, INC. San Diego.
- Pierson F.B., K.E. Spaeth, M.A. Wertz, D.H. Carlson. 2002. Hydrologic response of diverse western rangelands. *J. Range Manage.* 55(6): 558-570.
- Polley, W. N. 1997 Implications of rising atmospheric carbon dioxide concentration for rangelands. *J. Range Management* 50(6): 561-577.
- Pucheta E and M Cabido (1992) Comunidades de pastizales serranos del centro de Argentina y su relación con el uso pasturil. *Phytocoenologia* 21: 333-346.
- Pucheta E, M Cabido and S Díaz (1997) Modelo de estados y transiciones para los pastizales de altura de las sierras de Córdoba, Argentina. *Ecotropicos (Venezuela)* 10: 151-160.
- Pucheta E, M Cabido, S Díaz and G Funes (1998) Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica* 19: 97-105.
- Pucheta E, S Díaz and M Cabido (1992) The effect of grazing on the structure of a high plateau grassland in central Argentina. *Coenoses* 7: 145-152.
- Quiroga, A; D Buschiazzo and N Peinemann. 1999. Soil compaction is related to management practices in the semi-arid Argentine pampas. *Soil Till. Res.* 52: 21-28.
- Rabotnikof, C., A. Sáenz, D. Del Greco, y E. Cerqueira. 2000. Valor nutritivo de *Poa ligularis* Ness ex Steudel en el bosque de caldén. *Revista Argentina de Producción Animal* 20: 238–239.
- Ramsay, P. M. and E. R. B. Oxley. 1996. Fire temperatures and post fire plant community dynamics in Ecuadorian grass paramo. *Vegetatio* 124: 129-144.
- Ricarte, A. and F. Biurrún. 2008. Evaluación de la productividad de forrajeras leñosas (Cosecha sistemática de prismas). Curso-taller: evaluación forrajera expeditiva de establecimientos ganaderos de la región semiárida, argentina. Complemento teórico. INTA EEA La Rioja.

- Rodríguez, C., Leoni, E., Lezama, F. and Altesor, A. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 14: 433-440.
- Rusch, G. M. and Oesterheld, M. 1997. Relationship between productivity, and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grassland. *Oikos* 78: 519-526.
- Sáenz, A., C. M. Rabotnikof, y E. D. Cerqueira. 2000. Caracterización proteica de la oferta forrajera de dos condiciones del pastizal del caldenal. Actas de la XVI Reunión Latinoamericana de Producción Animal (Versión CD: alpa\TRABAJOS\NUTRICIÓN\NR 36.htm) Montevideo, Uruguay. 2000.
- Sala OE, M Oesterheld, RJC León and A Soriano (1986) Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio* 67: 27-32.
- Sala, O. E. 1988. The effect of herbivory on vegetation structure In. M. J. A. Werger, P. J. M. van der Aart, H. J. During and J. T. A. Verhoeven. eds). *Plant Form and Vegetation Structure*, pp 317-330. SPB Academic Publishing, The Hague, Netherlands.
- Sala, O. E., Lauenroth, W. K., McNaughton, S. J., Rusch, G. and Zhang, X. 1996. Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. In Mooney, H. A., Cushman, J. H., Medina, E., Sala, O. E. and Schulze, E. D. (Eds). *Functional roles of biodiversity: a global perspective*. Wiley, Chichester (inpress). pp 129-149.
- Sánchez, E. and Arriaga, M. O. 1990. El síndrome kranz en Poaceae de la Flora Argentina. *Parodiana*, 6(1): 73-102.
- Sarmiento, G. 1984. *The Ecology of Neotropical Savannas*. Harvard University Press. Cambridge.
- Sarmiento, L. , M. Monasterio and M. Montilla. 1990. Succession, regeneration and stability in high Andean ecosystems and agroecosystems: The rest fallow strategy in the "páramo Gavidia". *Venezuela Geographica Bernesia. African Studies Series A8*: 151-157.

- Schnabel, R.R., A.J. Franzluebbbers, W.L. Stout, M.A. Sanderson, and J.A. Steudeman. 2001. The effects of pasture management practices. p. 291-322. In: R.F. Follet, J.M. Kimble and R. Lal (eds.). The potential of U.S. grazing lands to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Lewis Publishing, Boca Raton, Fla.
- Seybold C.A., J.E. Herrick, J.J. Brejda. 1999. Soil resilience: A fundamental component of soil quality. *Soil Sci.* 164(4) 224-234.
- Sierra, I. (2002): Análisis y perspectivas de las estructuras y sistemas de producción ganaderas en Aragón. Libro Blanco de la Agricultura y el Desarrollo Rural. MAPA: 1-42,
- Smith, S. E., R. Mosher, and D. Fendenheim. 2000. Seed production in sideoats grama populations with different grazing histories. *J. Range Manage.* 53: 550–555.
- Soriano, A. 1991. Río de la Plata grasslands. In Coupland R. T. (Ed). *Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere.* Elseiver, Amsterdam, The Netherlands. pp. 367-407.
- Steuter, A. A. 1987 C3/C4 production shift on seasonal burns-northern mixed prairie. *J. Range Management* 40 (1): 27-31.
- Tate K.W, D.M. Dudley, N.K. McDougald, M.R. George. 2004. Effect of canopy and grazing on soil bulk density. *J. Range Manage.* 57(4): 411-417.
- Tilman D. and Downing J. A. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367 : 363-365.
- Tonway, DJ and NL Hindley. 2004. *Landscape Function Analysis: procedures for monitoring and assessing landscapes with special reference to Minesite and Rangelands.* CSIRO Australia, 80 pp.
- Turner, M. D. 1999. Spatial and temporal scaling of grazing impact on the species composition and productivity of Sahelian annual grasslands. *J. Arid Environ.* 41: 277–297.
- UNCED (1992). *Earth summit agenda 21: Programme of action for sustainable development.* New York. United Nations Department of public information.
- Vitoria Stone P. B., ed. (1992): *The state of the world's mountains. A global report.* Zed Books Ltd. London y Now Jersey.

- Walker, B. H. 1992 Biodiversity and ecological redundancy. *Conserv. Biol.* 6: 18-23.
- Weding, D.A. 1996. Nutrient cycling in grass-lands: An ecologist's perspective. p. 29-44 In: R.E. Joost and C.A. Roberts (eds.) *Nutrient cycling in forage systems*. Proc. Sym. March 7-8, 1996 Columbia, MO. Potash and Phosphate Inst. and the Found. for Agron. Research, Manhattan, Kans.
- Whisenant, S.G. 1999. *Repairing damaged wildlands: A process-orientated, landscape-scale approach*. Cambridge, U.K: Cambridge University Press. 312.
- Whitaker, R.H. 1975. *Communities and ecosystem*. 2da ed, Macmillan, New York.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3ra ed, Prentice Hall, New Jersey.
- Wilson AD (1990) The effect of grazing on Australian ecosystems. *Proceedings of the Ecological Society of Australia* 16: 235-244.
- Wood M. K., W.H. Blackburn, F.E. Smeins, W.A. McGinty.1978. Hydrologic impacts of grazing systems. In: *Proceedings of the First Internat. Range*
- Wood M.K., W.H. Blackburn. 1981a. Sediment production as influenced by livestock grazing in the Texas Rolling Plains *J Range Manage.* 34(3): 228-231.
- Wood M.K., W.H. Blackburn. 1981b. Grazing systems: Their influence on infiltration rates in the Rolling Plains of Texas.*J Range Manage* 34(4): 332-335.
- Wood M.K., W.H. Blackburn. 1984. Vegetation and soil responses to cattle grazing systems in the Texas Rolling Plains. *J Range Manage* 1984; 37(4): 303-308.
- Zorita, E. (1990): Hacia una nueva estrategia de la ganadería ovina en España, armonizando recursos alimenticios y objetivos medioambientales. *Ovis*, 11: 9-42