

Dinámica de la producción primaria en pastizales naturales y pasturas implantadas de San Luis: Influencia de la precipitación y la composición de especies

*Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,
Área Recursos Naturales*

Juan Pablo Martini
Ingeniero Agrónomo – Universidad Nacional de La Pampa – 2007

Lugar de trabajo: Estación Experimental Agropecuaria San Luis,
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis
Diego Fernando Steinaker
Biólogo (Universidad Nacional de Córdoba)
PhD Biology (University of Regina)

Consejero de Estudios
Esteban Jobbágy
Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)
PhD Biology, certification in ecology (University of Duke)

JURADO DE TESIS

Director de tesis
Diego Fernando Steinaker
Biólogo (Universidad Nacional de Córdoba)
PhD Biology (University of Regina)

JURADO
Martín Oesterheld
Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)
PhD Biology (Syracunce University)

JURADO
Marcos Horacio Easdale
Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)
Magister en Recursos Naturales (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa de la tesis: **15 de julio de 2014**

Dedicatoria

A toda mi familia, sin ellos nada tendría sentido.

Agradecimientos

A todo el cuerpo docente y compañeros de los diferentes cursos realizados durante los años de la maestría.

Al Inter-American Institute For Global Change Research (IAI) y al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) por el apoyo económico en diferentes momentos de la maestría.

A mis compañeros de trabajo de la Estación Experimental San Luis por la ayuda en los momentos difíciles.

“Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.”

Juan Pablo Martini

Índice general

• CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
1.1. PROBLEMA.....	2
1.2. ANTECEDENTES.....	3
1.3. OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	7
1.4. ESQUEMA GENERAL DE LA TESIS.....	8
• CAPÍTULO II: ESTACIONALIDAD Y ESTABILIDAD DE LA PRODUCTIVIDAD PRIMARIA FRENTE A CAMBIOS EN EL USO DE LA TIERRA.....	9
2.1. INTRODUCCIÓN.....	10
2.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
2.2.1 Área de estudio.....	12
2.2.2. Diseño de muestreo.....	14
2.2.3. Productividad y fenología.....	16
2.2.4. Variabilidad - Estabilidad.....	19
2.3. RESULTADOS.....	19
2.3.1. Productividad y fenología	19
2.3.2. Estabilidad temporal de las comunidades.....	22
2.4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	24
• CAPÍTULO III: VARIACIONES DE LA PRODUCTIVIDAD Y LA FENOLOGÍA FRENTE A EXTREMOS EN LAS PRECIPITACIONES.....	27
3.1 INTRODUCCIÓN.....	28
3.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	30
3.2.1. Área de estudio.....	30

3.2.2. Variables fenológicas y productivas.....	30
3.2.3. Precipitaciones.....	30
3.2.4. Relaciones: fenología – PPNA – precipitaciones.....	32
3.3. RESULTADOS.....	33
3.3.1. Relación fenología - PPNA.....	33
3.3.2. Relación precipitaciones – PPNA.....	36
3.3.3. Relación precipitaciones – fenología.....	37
3.4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	38
• CAPÍTULO IV: CONCLUSIONES GENERALES.....	41
4.1. EVALUACIÓN DE LAS HIPÓTESIS.....	42
4.2. IMPLICANCIAS ECOLÓGICAS Y DE MANEJO GANADERO.....	43
4.3. FUTURAS LINEAS DE INVESTIGACIÓN.....	45
• Bibliografía.....	47

Índice de figuras

- Figura 2.1: Localización geográfica del área de estudio (adaptado de Demaría 2008).
.....13
- Figura 2.2: a) Pastizal natural representativo del área de estudio, y b) pastura de Pasto llorón (*Eragrostis curvula*).....14
- Figura 2.3: Arriba, Distribución geográfica de los sitios evaluados. Cada cuadrado corresponde a la localización de los pares de sitios. Imagen GeoEyes de Google Earth. Abajo, esquematización adimensional representando la distribución de las transectas y parcelas sobre un lote evaluado.....16
- Figura 2.4: Representación de la dinámica estacional del índice de vegetación normalizado (IVN) y de los seis atributos derivados: a) inicio de la estación de crecimiento, b) fin de la estación de crecimiento, c) largo de la estación de crecimiento, d) momento del año en que ocurre el máximo de IVN (M-Max), e) integral anual de IVN (I-IVN), f) máximo de IVN alcanzado en la estación de crecimiento (Max). Estos atributos fueron calculados para cada año en el período 2000-2010.....18
- Figura 2.5: Relación de los días en función al índice de diversidad Shannon de: a) inicio de la estación de crecimiento, b) fin de la estación de crecimiento, c) largo de la estación de crecimiento y d) momento de máximo IVN. La línea negra representa el ajuste lineal de todos los datos. Los valores p y r corresponden a la probabilidad y al coeficiente de la correlación de Pearson.....21
- Figura 2.6: Relación entre: a) la integral de IVN y el índice de diversidad Shannon. b) el valor máximo de IVN y el índice de diversidad Shannon. La línea negra representa

- el ajuste lineal de todos los datos. Los valores p y r corresponden a la probabilidad y al coeficiente de la correlación de Pearson.....21
- Figura 2.7: Relación entre el coeficiente de variación temporal y el índice de diversidad Shannon de: a) la integral de IVN y b) el máximo absoluto alcanzado por las comunidades. La línea negra representa el ajuste lineal de todos los datos. Los valores p y r corresponden a la probabilidad y al coeficiente de la correlación de Pearson.....23
 - Figura 2.8: Relación entre el desvío estándar de las variables fenológicas y la diversidad de las comunidades. Los cuadrados vacíos representa a los pastizales naturales y los triángulos llenos representa las pasturas implantadas. La línea negra representa el ajuste lineal de todos los datos. Los valores p y r corresponden a la probabilidad y al coeficiente de la correlación de Pearson.....23
 - Figura 3.1: Periodos de precipitaciones considerados que se relacionaron con la PPNA. Cada línea negra representa el largo del periodo analizado. T0: indica el mismo periodo que la estación de crecimiento, T-1 indica un periodo anterior a la estación de crecimiento.....31
 - Figura 3.2: Correlación entre PPNA anual y la precipitación de periodos de extensión creciente. La correlación PPNA - precipitación fue calculada considerando la precipitación acumulada de 1 a 12 meses previos a cada estación. T0: indica el mismo periodo que la estación de crecimiento, T-1: indica un periodo anterior a la estación de crecimiento. Los niveles de correlación con significancias $p < 0,05$ y $p < 0,001$ se indican con líneas horizontales.....36
 - Figura: 3.3: Variación de la PPNA con respecto a la PPNA media de cada comunidad y sitio para cada estación de crecimiento. Siendo: a) la estación de crecimiento seca y

b) la estación de crecimiento húmeda. Valores de significancia: estación seca $p = 0,036$; estación húmeda $p = 0,263$37

Índice de tablas

- Tabla 2.1: Comparación entre pastizales naturales (Natural) y pasturas implantadas (Pastura) de las diferentes variables fenológicas y productivas. Los valores de las variables fenológicas están expresados en días respecto al 28 de Julio, excepto el largo, y las variables productivas están expresadas en valores de IVN . Todos los valores son los promedios por comunidad y por variable. Se detalla el valor - p bilateral de la prueba T para observaciones apareadas.....20
- Tabla2. 2: Comparación entre pastizales naturales (Natural) y pasturas implantadas de E. curvula (Pastura) de: el desvío estándar para las variables fenológicas y el coeficiente de variación para las variables productivas. Se detalla el valor - p bilateral de la prueba T para observaciones apareadas en cursiva.....22
- Tabla 3.1: Detalle de las precipitaciones acumuladas durante el periodo que mejor ajusta con la PPNA (ver resultados) para cada temporada de crecimiento de cada sitio de estudio. Se remarcan los periodos: extremadamente seco (rectángulo rojo) y extremadamente húmedo (rectángulo azul).....32
- Tabla 3.2: Coeficiente de sendero que muestra los efectos directos e indirectos de los componentes de la PPNA, tanto en pastizales naturales (PN) como en pasturas implantadas (PI). Coeficiente de determinación del carácter PPNA (R²) y efectos residuales (E) no previstos con los componentes analizados.....35
- Tabla 3.3: Comparación de las variables fenológicas entre comunidades frente a extremos en las precipitaciones. Valores negativos y positivos representan reducciones y aumentos respectivamente, respecto a sus propias medias. Siendo M- Max el momento de máximo IVN.....38

- Anexo 1: A continuación se detalla densidad y cobertura de cada especie por campo y por tratamiento. También se provee el valor de riqueza (r) e índice de Shannon para cada tratamiento.....55
- Anexo 2: A continuación se detalla densidad y cobertura promedio de cada especie por tratamiento. También se provee el valor de riqueza (r) e índice de Shannon para cada tratamiento.....58

Abreviaturas

CV: Coeficiente de Variación

DE: Desvió Estándar.

EVI: Índice de Vegetación Mejorado (por sus siglas en inglés: Enhanced Vegetation Index)

IVN: Índice de Vegetación Normalizado.

I-IVN: Integral del Índice de Vegetación Normalizado.

M-Max: Momento en que ocurre el Máximo de productividad.

Max: Máximo absoluto alcanzado por la curva de productividad.

MODIS: Espectrorradiómetro de Imágenes de Resolución Moderada (por sus siglas en inglés: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer)

PI: Pasturas Implantadas.

PN: Pastizales Naturales.

PPNA: Productividad Primaria Neta Aérea.

RFAA: Radiación Fotosintéticamente Activa Absorbida por la vegetación.

TRMM: Misión de Medición de Lluvias tropicales (por sus siglas en inglés: Tropical Rainfall Measuring Mission)

Dinámica de la producción primaria en pastizales naturales y pasturas implantadas de San Luis: Influencia de la precipitación y la composición de especies

Resumen

El reemplazo de ecosistemas nativos por pasturas cultivadas como consecuencia de la expansión de las fronteras agrícolas y ganaderas, es un fenómeno que ocurre en gran parte de las regiones semiáridas templadas del mundo. En el extremo occidental de los pastizales del Río de La Plata, uno de los principales cambios en el uso de la tierra es su reemplazo por pasturas exóticas monofíticas. Esta pérdida de diversidad podría traer aparejado una reducción en la estabilidad y cambios en la estacionalidad de la producción primaria, especialmente en años con precipitaciones menores a las normales. Se evaluaron atributos funcionales relacionados con la estacionalidad y estabilidad de la productividad primaria en 9 pares de sitios apareados de pastizales naturales y pasturas de *Eragrostis curvula*, distribuidos a lo largo de una transecta de 300 km en el centro sur de la provincia de San Luis. Los datos de productividad se obtuvieron del sensor remoto MODIS/Terra durante el período 2000-2010. Además se determinó la diversidad de cada sitio a través de evaluaciones *in situ* de densidad y cobertura por especie. Por último, se obtuvieron datos de precipitaciones del sensor TRMM. El reemplazo de pastizales por pasturas adelantó 7-10 días el inicio y fin de la estación de crecimiento, sin observarse cambios en la productividad de las comunidades. La estabilidad de la productividad primaria fue menor en las pasturas de *E. curvula* que en los pastizales naturales. Considerando un gradiente de diversidad, también la estabilidad del inicio y largo de la estación de crecimiento se relacionó positivamente con la diversidad. Estas relaciones positivas entre diversidad y estabilidad de la producción fueron magnificadas

en años secos, mostrando que cambios en el uso de la tierra pueden interactuar con el clima aumentando sus efectos negativos sobre funciones ecosistémicas claves.

Palabras claves: Pastizales del Río de La Plata, reemplazo, fenología, estabilidad de la producción primaria, atributos funcionales, sensores remotos.

**Primary productivity dynamics in native grasslands y tame pastures of San Luis,
Argentina: precipitation y species-composition effects.**

Abstract

Conversion of natural ecosystems to cultivated pastures due to agriculture expansion y livestock intensification is a phenomenon that largely occurs in the temperate-semiarid regions around the world. In the western area of the Río de La Plata grasslands, one of the major land use changes is the conversion of native grasslands to monocultures of exotic pastures. The resulting loss of diversity might lead to a reduction in the stability y changes in the seasonality of primary production, especially in years with precipitation lower than normal. We evaluated ecosystem functions related to seasonality y stability of primary production in nine paired-sites of natural grassland y tame pastures of *Eragrostis curvula*, distributed along a 300 km transect in the south-central portion of San Luis province, in Argentina. Data were obtained from MODIS/Terra remote sensing during the period 2000-2010. Each site was also evaluated *in situ* for diversity by density y coverage of species. Finally, precipitation data were obtained from the sensor TRMM. The replacement of natural grasslands by pastures advanced 7-10 days the start y end of the growing season, without changes in the total annual productivity of the communities. The temporal stability of primary production was lower in *E. curvula* pastures than in natural grassland. Considering a gradient of diversity, the stability of the start y length of the growing season was positively related to diversity. These positive relationships between diversity y stability of primary production were magnified in dry years, demonstrating that interactions between land use y climate may enhance negative effects on key ecosystem functions.

Keywords: Río de La Plata grasslands, land cover change, phenology, primary production stability, functional attribute, remote sensing.

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. PROBLEMA

La región Pampeana Argentina y la región de los Campos de Uruguay y Brasil, designadas en su conjunto por Soriano et al. (1991) como Pastizales del Río de la Plata, constituyen el ecosistema más extenso de pastizal de América del Sur, y uno de los pocos ecosistemas de gramíneas ubicados en áreas templado-húmedas en el mundo. La aptitud para el uso agropecuario de esta región ha determinado su temprana ocupación por ganaderos y agricultores. Especialmente en los últimos 150 años su fisonomía se ha transformado profundamente, con un continuo avance de la frontera agropecuaria desde el este húmedo hacia el oeste semiárido (León et al., 1984; Viglizzo et al. 2001). Durante el siglo XX, casi la totalidad de las tierras con aptitud agrícola han sido convertidas en campos de cultivos (León et al., 1984), siendo los pastizales pampeanos el ecosistema con mayor proporción de pérdida de naturalidad del Cono Sur de América (Schlichter et al., 1997).

El reemplazo de ecosistemas naturales por cultivos y pasturas como consecuencia de la expansión de las fronteras agrícolas y ganaderas, es un fenómeno que ocurre en gran parte de las regiones semiáridas del mundo (Reynolds et al. 2007). Los reemplazos de pastizales naturales por pasturas en regiones semiáridas se realizan para hacer frente a la mayor demanda forrajera y nutricional que ocasionan los movimientos de stock ganaderos hacia zonas marginales y limitantes para la agricultura. Si bien estos reemplazos darían soluciones a los problemas agronómicos – productivos, pueden tener consecuencias ecosistémicas como por ejemplo cambios en su funcionalidad, pérdida de diversidad y estabilidad de la producción, entre otras. Existen muchos trabajos en diferentes ecosistemas que demuestran que la pérdida de diversidad

conlleva a una pérdida en la estabilidad de la producción primaria, una de las principales funciones ecosistémicas (Tilman 1999, Loreau et al. 2001, Isbell et al. 2009). ¿Ocurrirán estos procesos en los pastizales semiáridos de la Pampa Interior Argentina? ¿Las variaciones en las precipitaciones, propias de zonas semiáridas, potenciarán estos procesos?

1.2. ANTECEDENTES

En América del sur, la región fitogeográfica de pastizales templados del río de La Plata abarca más de 700.000 Km² ocupando gran parte de Argentina, Uruguay y el sur de Rio Grande do Sul en Brasil (Soriano et al. 1991). Estos pastizales han sufrido un gran cambio de uso de la tierra (Bilenca y Miñarro 2004), pasando de una actividad mixta agrícola-ganadera bajo condiciones semi-intensivas a principios del siglo XX, a una intensificación de ambas actividades a finales de los 90' y principios del siglo XXI (Viglizzo et al. 2010). Durante este último período se registraron disminuciones de un 10% en el stock ganadero bovino en las regiones húmedas pero el aumento del stock ganadero, entre el 14 y 16%, en regiones marginales para la agricultura (Viglizzo et al. 2010, Rossanigo et al. 2011).

La transformación ocurrida en las regiones más húmedas de la Pampa Argentina se está extendiendo a los pastizales semiáridos. Estudios realizados con imágenes satelitales en pastizales pampeanos semiáridos han observado una drástica disminución de los mismos por efecto del avance de la frontera agrícola (Demaría et al., 2003). En dos décadas, por ejemplo, la zona de mayor relevancia ecológica de pastizales naturales de la provincia de San Luis disminuyó de 93% (año 1985) a 44% (año 2001) (Demaría et al. 2008), siendo principalmente reemplazados por pasturas para uso ganadero

bovino.

El aumento de ganado en regiones semiáridas de Argentina han intensificado problemas ya existentes como por ejemplo el sobrepastoreo a los cuales son sometidos los pastizales naturales, y a su vez han surgido otros problemas relacionados con la necesidad de realizar los ciclos de re-cría y engorde de ganado en el mismo establecimiento, donde antes solo se realizaban los ciclos de cría ganadera. En este sentido, el reemplazo de pastizales naturales por pasturas monofíticas perennes y en algunos casos cultivos anuales contrarresta en gran medida la demanda nutricional y energética del ganado bovino dando solución, al menos parcial, al problema agronómico – productivo. Sin embargo, la pérdida de diversidad de un ecosistema debido a diferentes perturbaciones, como en este caso el reemplazo de sistemas naturales por otros más simples, puede llevar a una menor estabilidad temporal en su funcionamiento (Tilman et al. 1996, Loreau et al. 2001, Isbell et al. 2009). Existen diferentes mecanismos que explican la relación diversidad – estabilidad en los ecosistemas. Uno de los mecanismos sería a través de la respuesta diferencial de las especies a cambios en las condiciones externas, siendo posible que estas respuestas individuales se contrarresten entre sí. Por ejemplo, frente a disturbios relacionados a cambios en el uso de la tierra, o climáticos como sequías, la contribución al funcionamiento del ecosistema de algunas especies puede verse disminuida y en otras incrementada, resultando en un efecto estabilizador en ecosistemas más diversos (Yachi y Loreau 1999, McCann 2000). Otro de los mecanismos, conocido con el nombre 'efecto estadístico o efecto portfolio', no involucra interacción entre especies sino que está explicado por la fluctuación en la respuesta de las especies que lo hacen de manera independiente y aleatoria, haciendo disminuir la variabilidad final de las comunidades (Doak et al. 1998, McCann 2000,

Isbell et al. 2009). Por último, un mecanismo que puede explicar la relación diversidad – estabilidad es cuando la estabilidad en una comunidad está dada por la dominancia de una especie particularmente ‘estable’ (Scherer-Lorenzen et al. 2003, Aragón et al. 2011).

La mayor diversidad que presentarían los pastizales naturales también estaría influenciando a la estacionalidad de la producción primaria ya que en estos sistemas se mezclan especies con metabolismo fotosintético C_3 y C_4 . Estas especies C_3 al presentar la estación de crecimiento dividida en dos picos de producción, el primero y más marcado a comienzos de la primavera y el segundo en el otoño, harían que la comunidad de pastizales mixtos tengan la característica de rebrotar antes y finalizar la estación de crecimiento más tarde en el tiempo si los comparamos con la comunidad de pasturas implantadas de especies megatermicas C_4 . A pesar de estas esperadas diferencias fenológicas a nivel de comunidades, es probable que no se encuentren diferencias de productividad anual entre pastizales naturales y pasturas de pasto llorón por dos razones: 1. en ambos sistemas dominan especies funcionalmente parecidas (*Elyonurus muticus* en pastizales y *Eragrostis curvula* en pasturas), ambos pastos C_4 que forman matas largamente perennes (~10-20 años), y 2. no existen significativas diferencias edáficas (textura, fertilidad) entre sitios de pasturas y pastizales. Esto último se debe a la extrema homogeneidad de los suelos de los pastizales psamófilos de San Luis (Peña Zubiarte et al. 1998), al relativamente escaso efecto de la vegetación sobre los ciclos biogeoquímicos en suelos arenosos (Parton et al. 1987), y al hecho que el sitio que eligen los productores para implantar sus pasturas de pasto llorón no está generalmente regido por las características edáficas de los potreros (por ejemplo: sitios con mayor fertilidad-humedad) sino por otros factores relacionados con el manejo ganadero (circuito de rotaciones, presencia de aguadas, alambrados apropiados,

accesibilidad del potrero, etc, *observación personal*.).

Estudios realizados en zonas húmedas de pastizales pampeanos han demostrado que el reemplazo de los mismos por pasturas perennes y cultivos anuales produce diferencias en la estacionalidad de la producción, sin evidenciarse grandes cambios en la productividad total entre las comunidades (Guerschman et al. 2003). Otro trabajo realizado en la misma región concluye que a medida que el paisaje es más diverso la productividad es más estable en el tiempo (Aragón et al. 2011). Sin embargo, no se conoce si estos patrones encontrados para la región húmeda - subhúmeda se repiten en la porción semiárida de los pastizales pampeanos.

Una de las principales diferencias climáticas de las regiones semiáridas - áridas con respecto a las más húmedas es la irregularidad que presentan las precipitaciones, lo que ocasiona mayor alternancia de años secos con otros de mayor humedad (Veneciano y Frigerio 2012). Análisis de las precipitaciones para periodos prolongados (100 años) realizados en la región de pastizales semiáridos de la provincia de San Luis, también permiten distinguir la alternancia de ciclos climáticos secos y húmedos (Collado 1998, Bertón y Echeverría 2006). Este comportamiento irregular de las precipitaciones, tanto anual, interanual o en periodos mayores a 10 años, podría afectar las respuestas de las comunidades.

Observando estos antecedentes surgen las siguientes preguntas: ¿Ocurrirán los mismos procesos observados en los pastizales pampeanos en la región semiárida? ¿serán las pasturas implantadas menos estables en el tiempo, al ser menos diversas que los pastizales naturales?

1.3. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Objetivo general:

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del reemplazo de comunidades vegetales sobre la estacionalidad y estabilidad de la productividad primaria neta aérea (PPNA), y su relación con las precipitaciones.

Objetivos específicos:

1. Estudiar los cambios funcionales asociados a la estacionalidad y estabilidad temporal de la productividad primaria, que ocurren como consecuencia del reemplazo de pastizales naturales por pasturas implantadas.

Hipótesis 1: Las pasturas implantadas presentarán una estación de crecimiento anual más acotada y tardía que los pastizales naturales, sin observarse diferencias en la PPNA.

Hipótesis 2: Las pasturas implantadas, menos diversas que los pastizales naturales, serán más variables en el tiempo, tanto productivamente como fenológicamente.

2. Determinar el período de precipitaciones que mejor explique la variación de la productividad y evaluar su respuesta, así como también su fenología, frente a extremos en las precipitaciones del período determinado, tanto para los pastizales naturales como para las pasturas exóticas.

Hipótesis 3: Frente a extremos en las precipitaciones, tanto en años lluviosos como secos, la productividad y fenología de las comunidades será más variable en las pasturas exóticas que en los pastizales naturales.

Entender las relaciones entre precipitaciones y productividad en las comunidades vegetales tiene importancia ecológica y utilitaria para el manejo de pastizales y conservación de los mismos. Esta información brindará conocimiento de base para mejorar las predicciones de la respuesta de la vegetación frente a cambios climáticos dentro de un contexto de cambio de uso de la tierra, aspecto central para mejorar su aprovechamiento y para comprender su papel en el ciclo global del carbono.

1.4. ESQUEMA GENERAL DE LA TESIS

Para poder cumplir con los objetivos planteados se dividió a la tesis en dos capítulos de resultados. En el primero de ellos (Capítulo II), se analizaron las diferencias fenológicas y productivas entre comunidades (pastizal natural vs. pastura implantada). También se evaluó la variación interanual de los diferentes atributos funcionales. Por último, se estudió el comportamiento de cada atributo funcional y su variación interanual en función del gradiente de diversidad existente entre sitios.

En el siguiente capítulo (Capítulo III), se determinó el periodo de precipitaciones que mejor explica la variación en la productividad, tanto en pastizales naturales como en pasturas implantadas. Luego, se estudió cómo fue el comportamiento de la productividad de ambas comunidades frente a extremos de precipitaciones, esto es frente a periodos secos y húmedos.

En la última parte de esta tesis (Capítulo IV) se abordan las conclusiones generales de todos los resultados, sus posibles implicancias tanto ecológicas como de manejo, y se proponen líneas futuras de investigación.

**CAPÍTULO II: ESTACIONALIDAD Y ESTABILIDAD DE LA
PRODUCTIVIDAD PRIMARIA FRENTE A CAMBIOS EN EL USO DE LA
TIERRA.**

2.1. INTRODUCCIÓN

La productividad primaria es una de las principales funciones de un ecosistema (McNaughton et al. 1989). Funciones como el ciclado de nutrientes, disponibilidad de alimento tanto para la fauna silvestre como para animales domésticos y demás bienes y servicios ecosistémicos, se ven afectados por modificaciones en la productividad total y su estacionalidad (Fisher et al. 2009). Por ejemplo, si el inicio de la estación de crecimiento se retrasa se reduce la fijación de carbono, la disponibilidad estacional de alimento cambia, y en algunos casos puede existir un riesgo potencial de pérdida de suelo debido a la erosión (de Groot et al. 2010).

La productividad puede ser afectada por la diversidad de especies vegetales. Muchos trabajos proponen que sistemas más diversos presentan mayor productividad que sistemas menos diversos (Naeem et al. 1994, Grime 1997, Tilman et al. 2001). Esto se debería a que al contar con mayor número de especies se aprovechan mejor los recursos existentes en el sistema. También, a medida que la diversidad aumenta los sistemas presentan mayor estabilidad de la producción en el tiempo (Tilman et al. 1996, Loreau et al. 2001, Isbell et al. 2009), debido a que sistemas más diversos cuentan con más probabilidades de tener las especies (o grupo de especies) que responden mejor a diferentes situaciones ambientales. No obstante, estudios realizados en pastizales pampeanos han encontrado que el reemplazo de los mismos por pasturas perennes y cultivos anuales produce diferencias en la estacionalidad de la producción pero no en la productividad anual total (Guerschman et al. 2003). De esta manera, no existe un claro consenso sobre la relación entre la productividad primaria y la diversidad de especies.

Uno de los principales factores que afecta a la biodiversidad de los ecosistemas

terrestres es el cambio en el uso de la tierra (Sala et al. 2000, Viglizzo et al. 2011).

Debido a la creciente demanda global de recursos naturales, al desarrollo tecnológico y al cambio en el clima, como el aumento en las precipitaciones en algunas regiones, se han expandido las fronteras agrícolas e intensificado las actividades ganaderas. El resultado ha sido el reemplazo de sistemas naturales por cultivos para cosecha en zonas más aptas para la agricultura y por pasturas para uso ganadero en zonas menos aptas (Demaría et al. 2008, Viglizzo et al. 2011).

De los diferentes biomas terrestres, los pastizales templados y los bosques mediterráneos presentan especial interés ya que se encuentran dentro de los biomas del mundo con mayor riesgo de conservación, debido a su alta tasa de reemplazo en relación con la cantidad de área protegida (Hoekstra et al. 2005). En América del Sur, los pastizales templados del Río de la Plata no son la excepción, aunque su tasa de reemplazo varía según la sub-región considerada (Baldi et al. 2006, Demaría et al. 2008). Actualmente se observan importantes cambios en el extremo occidental de la región debido al corrimiento de la frontera agrícola y la intensificación ganadera. Este corrimiento conlleva un reemplazo de pastizales naturales por pasturas para uso ganadero, con el objetivo de soportar mayores cargas animales debido a la incorporación del ganado desplazado de las zonas agrícolas.

Una de las principales dificultades al momento de estudiar tanto la estacionalidad como la estabilidad de la productividad primaria de diferentes comunidades vegetales es la falta de información detallada de largo plazo. Para poder superar estos inconvenientes existe la posibilidad de utilizar información de sensores remotos que proveen información histórica de la actividad de la vegetación como es el caso del índice de vegetación normalizado (IVN). Este índice combina datos de la

región del espectro del rojo e infrarrojo cercano reflejado por la cobertura vegetal lo cual se encuentra estrechamente relacionado con la radiación fotosintéticamente activa absorbida por el canopy (Grigera et al. 2007, Glenn et al. 2008). Por lo tanto se puede estudiar la variación de la PPNA a través del IVN teniendo en cuenta algunos supuestos (Piñeiro et al. 2006).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la estacionalidad y estabilidad de la productividad primaria de pastizales naturales y pasturas implantadas, utilizando información de sensores remotos. Todas las variables se analizaron de dos formas: 1) comparando tipo de comunidad (pastizal natural vs. pastura implantada), y 2) considerando el gradiente de diversidad existente entre sitios.

2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.2.1 Área de estudio

El trabajo se llevó a cabo en el área de pastizales semiáridos templados de la provincia de San Luis, en el extremo occidental (Pampa Interior) de los Pastizales del Río de la Plata (Soriano et al. 1991). Esta área, que cubre aproximadamente 20000 km² (Figura 2.1) es topográficamente una planicie ligeramente ondulada con cordones de médanos fósiles colonizados por vegetación. Los suelos son de textura arenosa, con bajo contenido de materia orgánica (0,7% a 0,9%), baja capacidad de retención de agua, y muy susceptibles a la erosión eólica (Peña Zubiato et al. 1998). Esta región se encuentra ubicada entre las isohietas actuales de los 400 y 500 mm anuales, y el 80 % de las precipitaciones ocurren entre Octubre y Abril. La región presenta una gran amplitud térmica diaria y estacional, con máximas absolutas en verano de 43°C y mínimas en invierno de -15°C (Capitanelli y Zamorano 1972, Veneciano y Frigerio 2012).

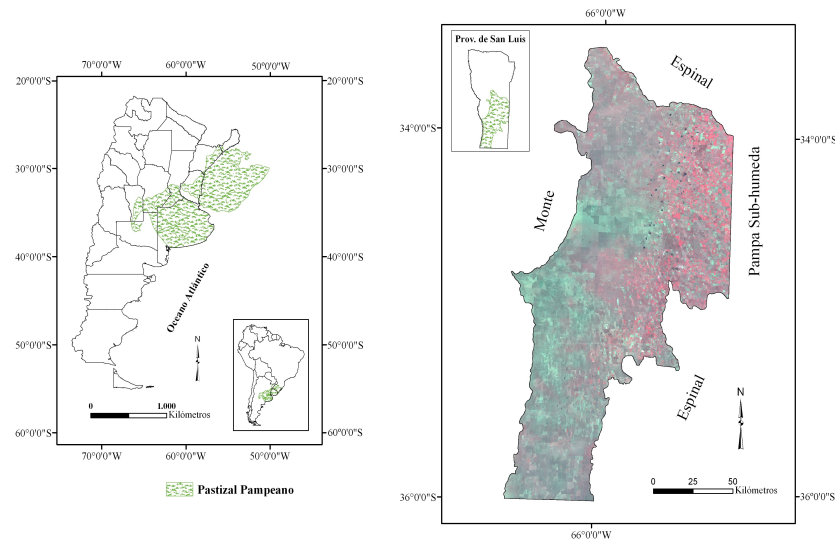


Figura 2.1: Localización geográfica del área de estudio (adaptado de Demaría 2008).

Se trata de un pastizal psamófilo mixto de gramíneas C_4 y C_3 , con bosquesillos de chañar (*Geoffroea decorticans*) aislados (Figura 2.2a). Las especies más abundantes son gramíneas perennes con vía metabólica C_4 (*Sorghastrum pellitum*, *Elyonurus muticus*, *Eustachys retusa*, *Sporobolus cryptandrus*, *Bothriochloa springfieldii*, *Eragrostis lugens*, *Aristida spegazzinii*, *Aristida mendocina*, *Schizachyrium condensatum*) y de ciclo C_3 (*Poa ligularis*, *P. lanuginosa*, *Nasella tenuissima* y *Nasella tenuis*) (Anderson et al. 1970). Estos pastizales están siendo reemplazados principalmente por pasturas de gramíneas perennes C_4 de origen africano (Figura 2.2b), generalmente *Eragrostis curvula* (pasto llorón) y *Digitaria eriantha* (digigrass), con el objetivo de aumentar la capacidad de carga ganadera de los campos.

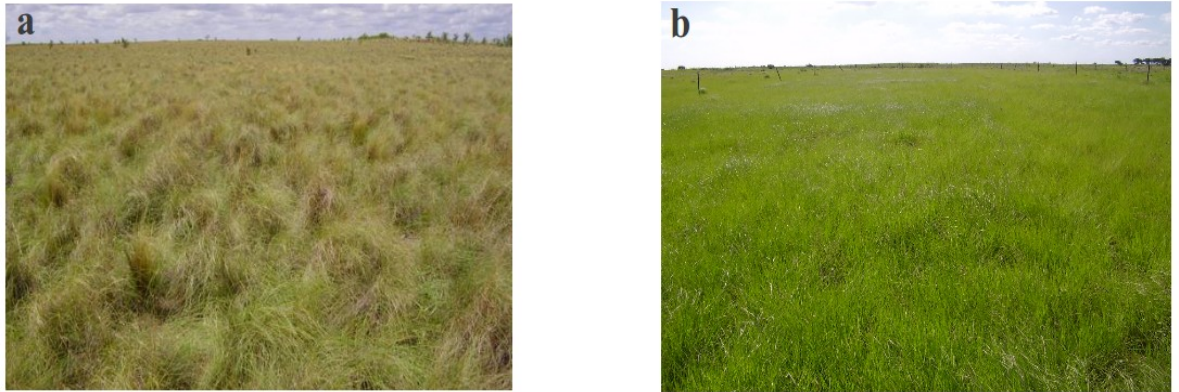


Figura 2.2: a) Pastizal natural representativo del área de estudio, y b) pastura de Pasto llorón (*Eragrostis curvula*)

2.2.2. Diseño de muestreo

Se analizaron nueve sitios apareados por comunidad, siendo una comunidad pastizal natural (PN) y la otra pastura implantada de *Eragrostis curvula* (PI), los cuales se distribuyeron a lo largo de 230 km en el extremo occidental (Pampa Interior) de los Pastizales del Río de la Plata (Figura 2.3). Cada par de sitio seleccionado pertenece al mismo campo, estando la pastura junto al pastizal natural, con el fin de reducir al máximo las fuentes de variación relacionadas con el tipo de suelo, el clima y manejo ganadero.

Además del análisis comparando ‘tipo de comunidad’ (PN vs. PI), también se evaluó el gradiente de diversidad que existe entre todos los sitios. Si bien en general los pastizales naturales son más diversos que las pasturas de *Eragrostis*, el rango de diversidad dentro de estos tipos de comunidades es muy amplio, llegando a coincidir los extremos (pastizales menos diversos similares a pasturas más diversas), dando como resultado un continuo de diversidad entre sitios. Para esto, cada sitio, tanto de pastizal natural como de pastura implantada, fue caracterizado a campo en su composición botánica (densidad y cobertura por especie), de donde se obtuvieron los valores de

riqueza y diversidad. El relevamiento a campo consistió en la evaluación de 30 parcelas de 20 x 50 cm por sitio, separadas cada 20 metros a lo largo de tres transectas distribuidas al azar (figura 2.3). En cada parcela se determinó densidad y cobertura por especie, a través del método descrito por Daubenmire (1959). Los relevamientos se realizaron durante el período estival de Noviembre de 2010 a Marzo de 2011 (Anexos 1 y 2).

La diversidad de especies se evaluó a través del índice de diversidad de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1949; Magurran, 1988), utilizándose cobertura como estimador de la abundancia. Este índice de diversidad (H') se calculo de la siguiente manera:

$$H' = - \sum_{i=1}^r p_i * \ln p_i$$

Donde p_i es la probabilidad de la i -ésima especie en cada parcela.

El índice de diversidad de Shannon supone que la diversidad depende no solo del número de especies presentes sino también de su abundancia relativa. Es una medida del grado de incertidumbre asociada a la selección aleatoria de un individuo en la comunidad.

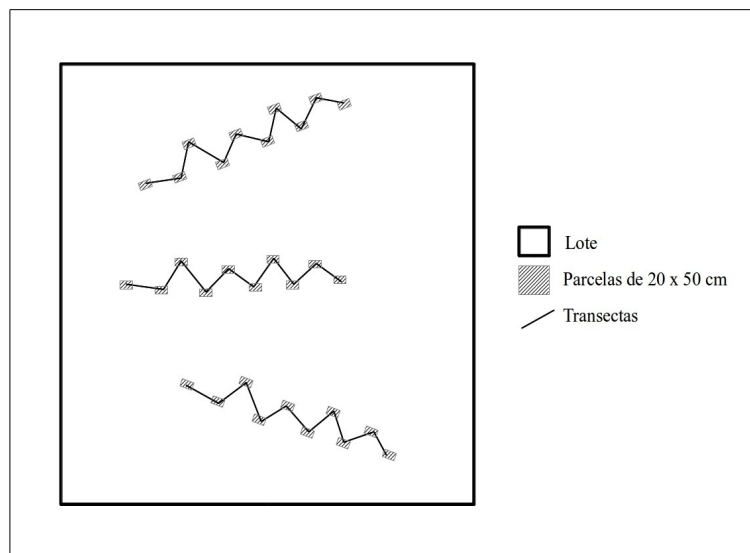
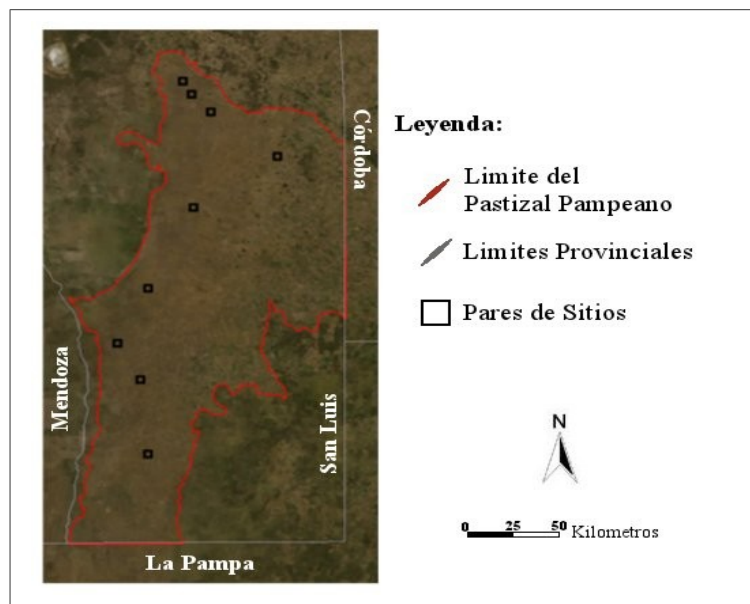


Figura 2.3: Arriba, Distribución geográfica de los sitios evaluados. Cada cuadrado corresponde a la localización de los pares de sitios. Imagen GeoEyes de Google Earth. Abajo, esquematización adimensional representando la distribución de las transectas y parcelas sobre un lote evaluado.

2.2.3. Productividad y fenología

Para ambas comunidades bajo estudio se obtuvieron diferentes atributos funcionales derivados de la curva estacional del IVN. Estos indicadores fueron: la integral anual del IVN (I-IVN) y el valor de máximo IVN (Max), los cuales representan variables productivas de las comunidades. También se obtuvieron variables fenológicas:

día de inicio y fin de la estación de crecimiento, largo de la estación de crecimiento y momento, en días, de máximo IVN (M-Max).

Piñeiro et al. (2006) demuestran que el IVN y la PPNA están estrechamente asociados cuando las situaciones que estamos comparando no difieren en la radiación incidente y en la eficiencia en la utilización de la radiación. La radiación incidente y la eficiencia de la utilización de la radiación son similares cuando los controles climáticos y nutricionales no varían, y cuando las comunidades vegetales presentan la misma forma de vida dominante. En nuestro caso, toda el área de estudio tiene el mismo valor promedio diario de radiación incidente para cada mes (Grossi Gallegos 2004, Righini et al. 2005), y la eficiencia en la utilización de la radiación (EUR) se supone constante ya que se compararon comunidades en sitios apareados dominadas por gramíneas perennes C_4 . Por lo tanto, se estima que la radiación fotosintéticamente activa incidente y la eficiencia en la utilización de la radiación por parte de la vegetación varíe menos que el IVN, permitiendo de esta manera estudiar la estacionalidad y estabilidad de la PPNA a través del estudio de la dinámica del IVN.

La integral del índice de vegetación normalizado (I-IVN) fue calculada como el área bajo la curva de IVN entre los días de inicio y fin de la estación de crecimiento. Para el inicio y fin de la estación de crecimiento se tomó como criterio el día del año en que la curva de IVN intercepte un umbral igual al 20% entre el valor máximo y mínimo de IVN para cada sitio (Jobbágy et al. 2002). El largo de la estación de crecimiento fue el número de días transcurridos entre el inicio y el fin de la estación de crecimiento (Figura 2.4). Estas diferentes variables extraídas de la curva estacional del IVN fueron obtenidas con el software TIMESAT (Jönsson y Eklundh 2004), el cual ha sido desarrollado para ajustar funciones matemáticas a las series de tiempo derivadas de

imágenes satelitales con el objetivo de extraer información del progreso estacional de la vegetación (Fisher et al. 2006, Jönsson et al. 2010).

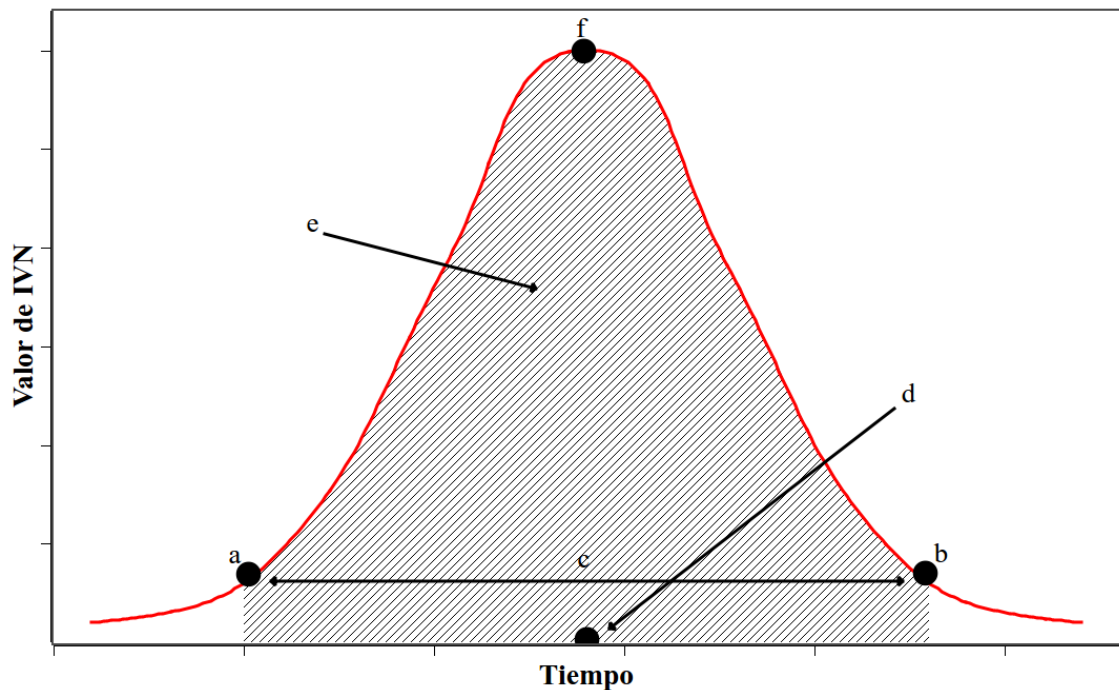


Figura 2.4: Representación de la dinámica estacional del índice de vegetación normalizado (IVN) y de los seis atributos derivados: a) inicio de la estación de crecimiento, b) fin de la estación de crecimiento, c) largo de la estación de crecimiento, d) momento del año en que ocurre el máximo de IVN (M-Max), e) integral anual de IVN (I-IVN), f) máximo de IVN alcanzado en la estación de crecimiento (Max). Estos atributos fueron calculados para cada año en el período 2000-2010.

El IVN fue obtenido del sensor MODIS a bordo del satélite Terra Earth

Observing System. Se utilizó el producto “MODIS/Terra Vegetation Indexes 16-Day L3 Global 250m SIN Grid V005”, obtenido a través de: <https://wist.echo.nasa.gov/api/>. El IVN combina datos de la región del espectro del rojo (banda 1 centrada a 640 nm) y del infrarrojo cercano (banda 2 centrada a 858 nm), con una resolución espacial de 250 m, y temporal de un día. Para este estudio se utilizó el compuesto de 16 días de IVN para el período de 2000-2010.

2.2.4. Variabilidad - Estabilidad

Para estimar la variabilidad, y por ende la estabilidad (> variabilidad, < estabilidad) se utilizaron dos medidas diferentes: 1) desvío estándar (DE), para variables fenológicas, y 2) coeficiente de variación interanual ($CV = \text{desvío estándar} / \text{media} * 100$), para las variables productivas.

Para las variables fenológicas se utilizó DE porque las medias de las variables ‘inicio’, ‘mitad’ y ‘fin’, representan días julianos y no cantidades. En estos casos, no es aconsejable utilizar otras medidas de variación como el ‘coeficiente de variación’ (CV), ya que este sería afectado por medias cuyos valores no se relacionan con su desviación. Para las variables productivas utilicé el CV porque no se presenta este problema.

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Productividad y fenología

Se encontraron diferencias en el inicio y fin de la estación de crecimiento de ambas comunidades. La estación de crecimiento empieza 10 días antes y termina 6 días antes en las pasturas de llorón con respecto a los pastizales naturales ($p < 0.0001$ y 0.01 para inicio y fin, respectivamente, Tabla 2.1). Del mismo modo, el inicio y fin de la estación de crecimiento ocurren antes en comunidades menos diversas ($p = 0.02$ y 0.12 para inicio y fin, Figura 2.5). En cambio, el largo de la estación de crecimiento, y el momento de máximo IVN fue similar en ambas comunidades (Tabla 2.1), y no varió según el gradiente de diversidad (Figura 2.5).

Tabla 2.1: Comparación entre pastizales naturales (Natural) y pasturas implantadas (Pastura) de las diferentes variables fenológicas y productivas. Los valores de las variables fenológicas están expresados en días respecto al 28 de Julio, excepto el largo, y las variables productivas están expresadas en valores de IVN . Todos los valores son los promedios por comunidad y por variable. Se detalla el valor - p bilateral de la prueba T para observaciones apareadas.

	Variable	Natural	Pastura	Valor – p
Fenológicas	Inicio	77	67	<0,0001
	Fin	330	324	0,0118
	Largo	253	257	0,1668
	M-Max	196	193	0,2885
Productivas	I-IVN	74221	71403	0,0001
	Max	5282	5110	0,0411

Por otro lado, el reemplazo del pastizal natural por pasturas disminuyó significativamente la integral de IVN ($p = 0,0001$), aunque solo un 3%, y marginalmente el pico máximo de IVN ($p = 0,0411$; Tabla 2.1). Sin embargo, estos cambios no se relacionaron con cambios en la diversidad (Figura 2.6).

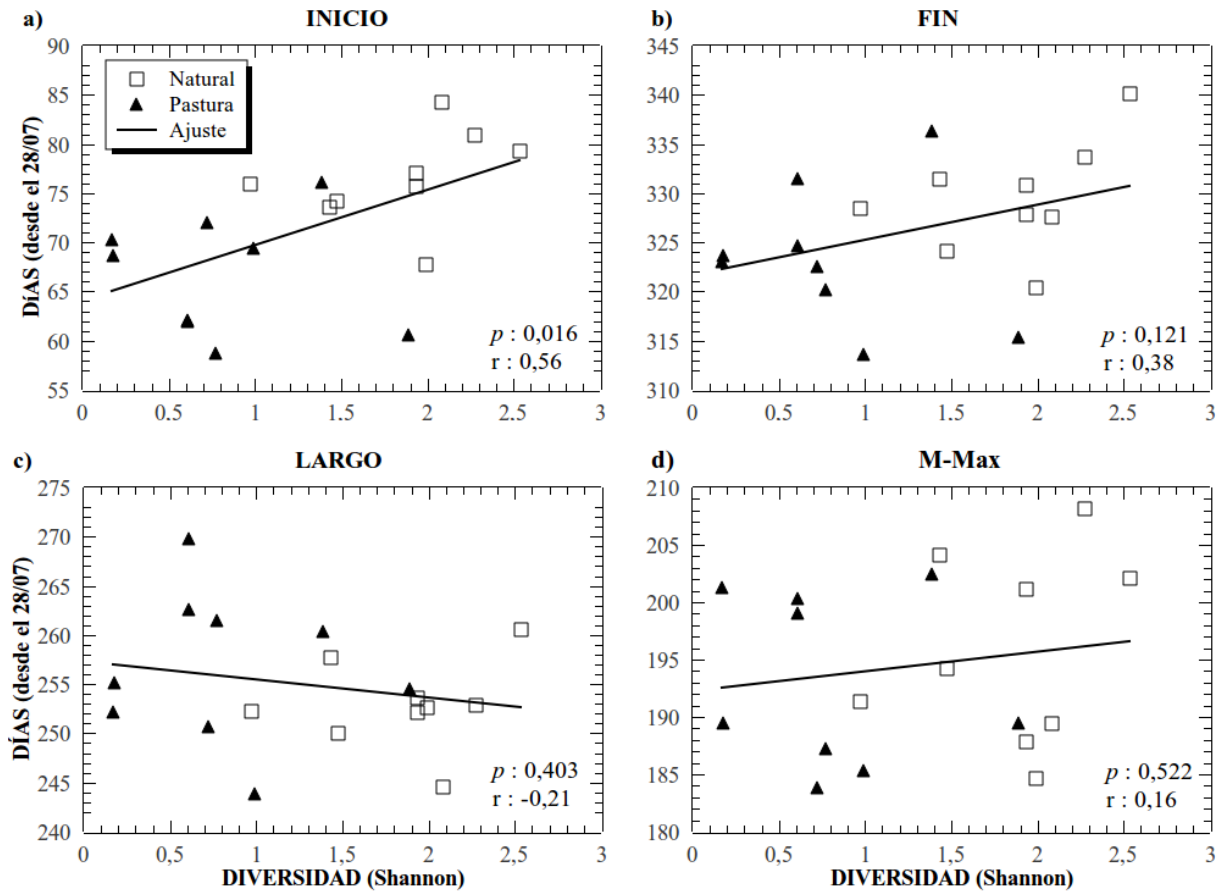


Figura 2.5: Relación de los días en función al índice de diversidad Shannon de: a) inicio de la estación de crecimiento, b) fin de la estación de crecimiento, c) largo de la estación de crecimiento y d) momento de máximo IVN. La línea negra representa el ajuste lineal de todos los datos. Los valores p y r corresponden a la probabilidad y al coeficiente de la correlación de Pearson.

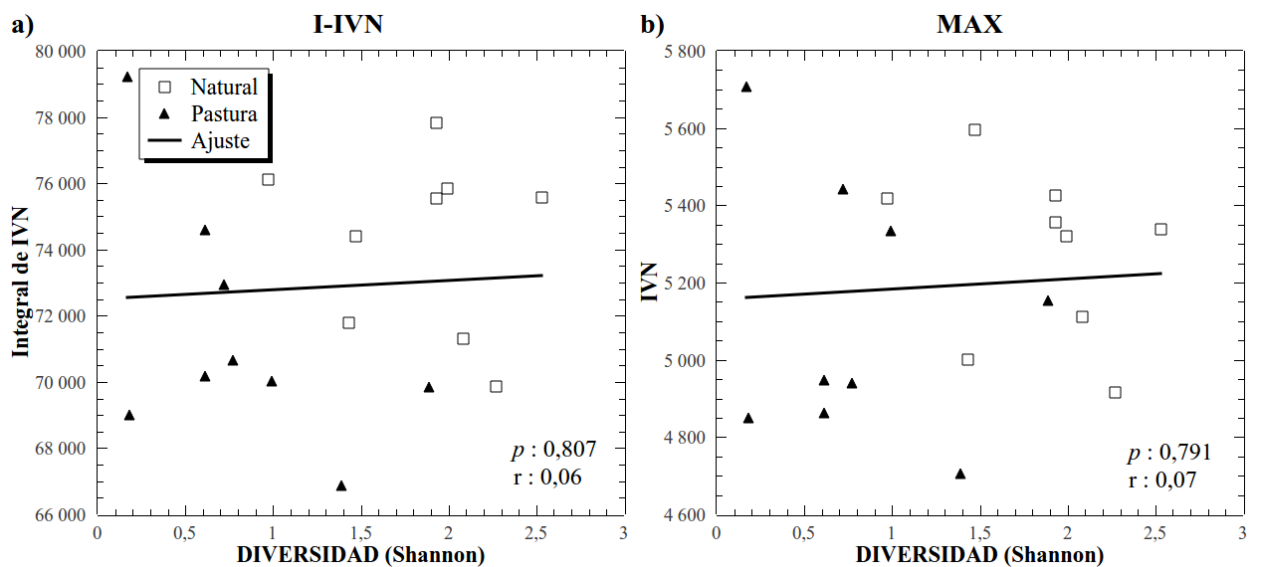


Figura 2.6: Relación entre: a) la integral de IVN y el índice de diversidad Shannon. b) el valor máximo de IVN y el índice de diversidad Shannon. La línea negra representa el ajuste lineal de todos los datos. Los valores p y r corresponden a la probabilidad y al coeficiente de la correlación de Pearson.

2.3.2. Estabilidad temporal de las comunidades

La integral de IVN fue más estable (menos variable) en pastizales naturales que en pasturas de *E. curvula* ($p = 0,0031$, Tabla 2.2). Coincidentemente, la variabilidad de la I-IVN disminuyó con el aumento de la diversidad ($p = 0,01$, Figura 2.7). Del mismo modo, el inicio ($p = 0,0035$), y largo ($p = 0,0133$) de la estación de crecimiento fue menos variable en pastizales naturales que los sitios reemplazados por pasturas (Tabla 2.2), y esa variabilidad también disminuyó al aumentar la diversidad de los sitios ($p = 0.04$ y 0.02 para inicio y largo, Figura 2.8).

Tabla2. 2: Comparación entre pastizales naturales (Natural) y pasturas implantadas de *E. curvula* (Pastura) de: el desvío estándar para las variables fenológicas y el coeficiente de variación para las variables productivas. Se detalla el valor - p bilateral de la prueba T para observaciones apareadas en cursiva.

	Variable	Natural	Pastura	Valor – p
Fenológicas	Inicio	34	41	<i>0,0035</i>
	Fin	20	17	<i>0,0432</i>
	Largo	39	47	<i>0,0133</i>
	M-Max	22	25	<i>0,2631</i>
Productivas	I-IVN	11	15	<i>0,0031</i>
	Max	8	9	<i>0,0638</i>

El fin de la estación de crecimiento, por el contrario, resultó menos variable en pasturas de *E. curvula* ($p = 0,0432$, Tabla 2.2), pero esto no estuvo relacionado con la diversidad ($p = 0.31$, Figura 2.8). No se encontraron diferencias entre comunidades, ni relaciones con la diversidad, en el valor máximo de IVN que alcanzan los sitios, ni en el momento que ocurre ese máximo.

Las evaluaciones donde se utiliza índice de Shannon como índice de diversidad también se realizaron utilizando índice de riqueza (número de especies), las cuales mostraron similares resultados (datos no publicados).

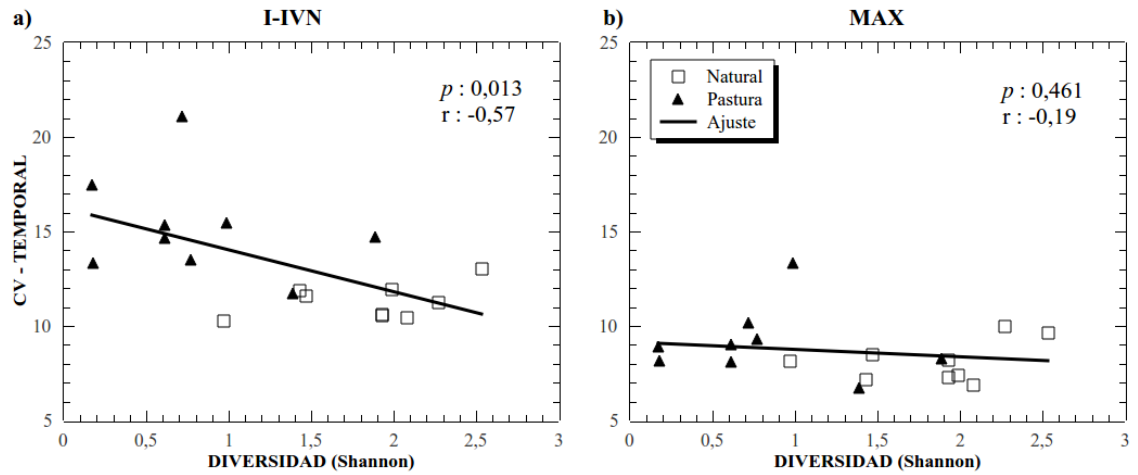


Figura 2.7: Relación entre el coeficiente de variación temporal y el índice de diversidad Shannon de: a) la integral de IVN y b) el máximo absoluto alcanzado por las comunidades. La línea negra representa el ajuste lineal de todos los datos. Los valores p y r corresponden a la probabilidad y al coeficiente de la correlación de Pearson.

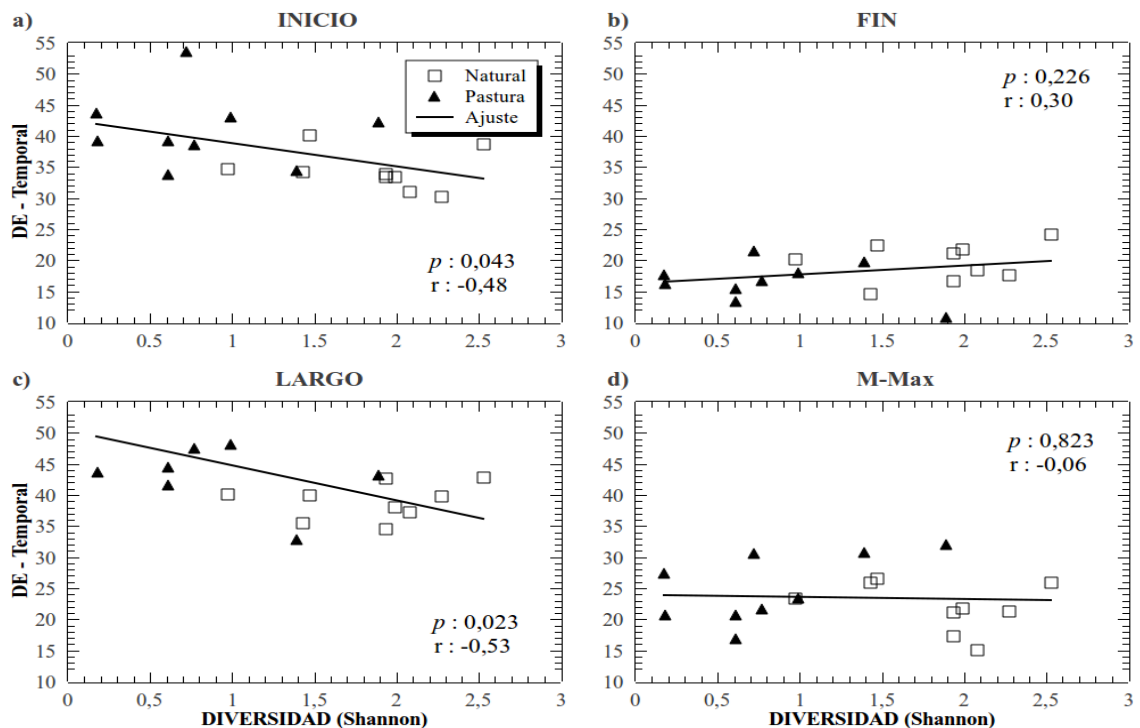


Figura 2.8: Relación entre el desvío estándar de las variables fenológicas y la diversidad de las comunidades. Los cuadrados vacíos representa a los pastizales naturales y los triángulos llenos representa las pasturas implantadas. La línea negra representa el ajuste lineal de todos los datos. Los valores p y r corresponden a la probabilidad y al coeficiente de la correlación de Pearson.

2.4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En este trabajo se muestra que el reemplazo de pastizales naturales por pasturas de *E. curvula* disminuye la diversidad de especies y la estabilidad de la productividad primaria (medida como la integral del índice de vegetación normalizado, I-IVN), y adelanta la fenología a nivel de comunidades. Las diferencias fenológicas observadas podrían deberse a la identidad propia de las especies presentes en ambas comunidades. En las pasturas implantadas, la especie *E. curvula* tiene la característica de rebrotar más temprano que el promedio de especies presentes en los pastizales naturales. Estos resultados coinciden con lo encontrado por Wilsey et al. (2011) en la región de pastizales templados áridos de Texas (EEUU), donde encontraron que la fenología de comunidades dominadas por especies exóticas comienza antes que en comunidades dominadas por especies nativas. De este modo, un incremento de especies exóticas en las comunidades vegetales puede causar un adelanto en la estación de crecimiento independientemente de los efectos del cambio climático, dependiendo de las especies involucradas.

La productividad primaria neta aérea, derivada del I-IVN, fue solo ligeramente superior en los pastizales naturales que en las pasturas implantadas, por lo que el mayor impacto de este cambio en el uso de la tierra fue sobre la estacionalidad de la productividad, más específicamente sobre el inicio y fin de la curva anual de productividad. Estos resultados validan los datos de Guerschman et al. (2003) donde también encontraron que el reemplazo de pastizales naturales por cultivos y pasturas produce cambios en la forma de la curva del IVN pero no en el área bajo la curva. Esta característica también fue observada en trabajos que estiman la PPNA a través de cortes de biomasa, no encontrándose diferencias en la PPNA entre pasturas implantadas y

pastizales naturales (Ospina et al. 2012).

En este trabajo encontré una relación positiva entre la diversidad de las comunidades y la estabilidad interanual de la productividad primaria. La variabilidad interanual del inicio y largo de la estación de crecimiento también estuvo significativamente relacionada con la diversidad, mostrando que no solo la PPNA, sino también su estacionalidad, es más estable a mayor diversidad. Estos resultados coinciden con otros trabajos que estudian la relación diversidad-estabilidad y concluyen que la estabilidad de las comunidades vegetales aumenta con la diversidad (Tilman et al. 1996, Tilman 1999, Loreau et al. 2001, Isbell et al. 2009). Este comportamiento se puede explicar por el conocido “efecto portfolio / promedio estadístico” (Doak et al. 1998). Debido a que la estabilidad de las comunidades depende del comportamiento individual de las especies que las componen, cada una fluctuando a través del tiempo, las comunidades con mayor número de especies serían en promedio más estables que aquellas con menor número (Capítulo 1). Ospina et al. (2012) también encontraron una relación directa entre la diversidad y la estabilidad de la PPNA a nivel de comunidades. Estos autores estudiaron el efecto del reemplazo de pastizales por pasturas implantadas sobre la estabilidad de la PPNA a nivel de parcela, estimando PPNA por medio de cortes de biomasa, y concluyeron que la mayor estabilidad entre años de los pastizales se debió a la mayor diversidad que presentan frente a las pasturas implantadas. En el mismo sentido, Aragón et al. (2011) estudiaron la relación diversidad-estabilidad a nivel de paisaje a través de sensores remotos, concluyendo que en la región de Pampa Inundable de los Pastizales del Río de la Plata, la variabilidad interanual del EVI (Índice de Vegetación Mejorado, por sus siglas en inglés) disminuye con el aumento de la riqueza del paisaje, estimada según la cantidad de comunidades de plantas presentes en una

unidad de paisaje.

Paruelo et al. (2010) destacan la importancia que tienen los pastizales sobre los depósitos y flujos de carbono, y como los cambios en el uso del suelo afectan a estas funciones. En esta tesis se aportan evidencias de que el reemplazo de pastizales naturales por pasturas disminuye la estabilidad en la fijación de carbono total como así también su estacionalidad. También el pastoreo bovino estaría afectando el depósito de carbono en el suelo: en las pasturas implantadas se ejerce una mayor presión de pastoreo, la mayor parte de la biomasa aérea es consumida por los animales con lo cual podría verse disminuida la fijación de carbono. A su vez, las pasturas implantadas serían más propensas a procesos de erosión tanto eólica como hídrica ya que los suelos son más pisoteados y la cobertura vegetal de los mismos es menor.

Una de las principales consecuencias del cambio en el uso de la tierra a nivel global es la tendencia hacia la homogeneización del paisaje (Western 2001). Los resultados de este trabajo sugieren que la simplificación de los pastizales naturales debido a reemplazos por pasturas implantadas reduce la diversidad de especies y la estabilidad en una de las principales funciones ecosistémicas como es la fijación de carbono. Esto también tiene implicancias en el manejo de estos sistemas ya que si bien el reemplazo de pastizales naturales por pasturas permite aumentar la oferta forrajera, disminuye la estabilidad y predictibilidad de la producción.

**CAPÍTULO III: VARIACIONES DE LA PRODUCTIVIDAD Y LA FENOLOGÍA
FRENTE A EXTREMOS EN LAS PRECIPITACIONES**

3.1 INTRODUCCIÓN

Los pastizales naturales son uno de los ecosistemas que cubren gran parte de la superficie de la tierra y aportan importantes servicios ecosistémicos como alimento para el ganado y secuestro de carbono (Olson et al. 2001, Volante et al. 2011). Muchos de estos pastizales se encuentran en regiones áridas o semiáridas del planeta en donde las precipitaciones constituyen uno de los principales controles de la productividad. De esta manera, los pastizales naturales presentan una de las mayores variabilidades inter-anual de la PPNA bajo los patrones de precipitaciones actuales (Sala et al. 2000, Knapp y Smith 2001). En este mismo sentido, los modelos climáticos predicen que ocurrirán mayores extremos en los regímenes de precipitaciones acompañando al aumento en la temperatura atmosférica (Chirstensen et al. 2007). La mayor variabilidad inter- e intra-anual en las precipitaciones podría traer aparejado importantes cambios en los procesos ecológicos y en los servicios ecosistémicos (Knapp et al. 2008).

Existen trabajos que han estudiado la relación entre la productividad de un determinado ecosistema y las precipitaciones, tanto anuales como estacionales, y frente a extremos de las mismas. Por ejemplo, Fabricante et al. (2009) demuestran que la productividad de la mayoría de los ecosistemas estudiados en la Patagonia norte se relacionan mas fuertemente con las precipitaciones acumuladas durante unos pocos meses de la temporada de crecimiento anterior más que con las precipitaciones anuales del sitio estudiado. Por otro lado, los trabajos de (Heisler-White et al. 2009) que estudian el comportamiento de diferentes tipos de pastizales a los largo de las Planicies Centrales de América del Norte frente a extremos en las precipitaciones, muestran que la respuesta de la productividad frente a los nuevos regímenes climáticos puede

presentar resultados opuestos dependiendo de las condiciones propias de cada sitio. Demostrando, de esta manera, la complejidad en predecir cómo los ecosistemas responderán a las nuevas condiciones del clima.

En la región de pastizales semiáridos de Argentina, más precisamente en la provincia de San Luis, las precipitaciones medias anuales varían entre los 600 mm al Este y los 400 mm al Oeste de los cuales el 80% se concentra en los meses de octubre a abril. Teniendo la característica de ser extremadamente irregulares, lo que ocasiona la alternancia de años secos (aproximadamente unos 200 mm.año⁻¹) con otros de mayor humedad (un poco más de 900 mm.año⁻¹) (Veneciano y Frigerio 2012). Lo cual hace que sea primordial entender no solo la relación entre la PPNA y las precipitaciones que imperan en la zona, sino también estudiar qué le ocurre a estos ecosistemas frente a precipitaciones extremas.

Por otro lado, los pastizales naturales de la provincia de San Luis están sufriendo un proceso de cambio de uso de la tierra, siendo principalmente reemplazados por pasturas para uso ganadero bovino (Capítulo I). Estos cambios en el uso de la tierra disminuyen la diversidad y afectan diferentes etapas fenológicas de las comunidades vegetales (Capítulo II). Por lo tanto, las principales preguntas de este capítulo son: ¿cuáles son las principales variables fenológicas que afectan la PPNA?, ¿cómo es la relación entre fenología, PPNA, y precipitaciones?, y ¿cómo afecta este cambio en el uso de la tierra (reemplazo de pastizal por pastura) a la relación PPNA-clima y fenología-clima?

Entender las relaciones entre precipitaciones y productividad de las comunidades vegetales tiene importancia ecológica y utilitaria para el manejo de pastizales y conservación de los mismos.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1. Área de estudio

Región semiárida central Argentina, extremo occidental de los pastizales pampeanos (descrita en el capítulo II). Se utilizaron los nueve pares de sitios (pastizal natural vs. pastura implantada) distribuidos geográficamente como se describe en el capítulo II de esta tesis.

3.2.2. Variables fenológicas y productivas

Se obtuvieron las variables fenológicas inicio, fin y largo de la estación de crecimiento, y momento de máxima productividad; y las variables productivas, productividad primaria neta aérea (PPNA, a través de la integral bajo la curva anual de IVN), y el máximo valor de PPNA alcanzado en un momento determinado. Todas estas variables fueron calculadas con el software TIMESAT (Jönsson y Eklundh 2004) como fue descrito en el capítulo II de esta tesis.

3.2.3. Precipitaciones

Los datos de precipitaciones fueron adquiridos usando GES-DISC Interactive Online Visualization and Analysis Infrastructure (Giovanni) como parte de NASA's Goddard Earth Sciences (GES) Data and Information Services Center (DISC), más precisamente el producto TRMM_3B43 del cual se obtiene la precipitación acumulada mensualmente con una resolución espacial de $0,25^\circ \times 0,25^\circ$. Con esto se calcularon las precipitaciones mensuales acumuladas para cada par de sitio, para luego relacionarlas con su PPNA. Los períodos de precipitaciones acumuladas fueron de 1 a 12 meses de largo comenzando en cada temporada: Febrero (verano), Noviembre (primavera),

Agosto (invierno) y Mayo (otoño) del mismo periodo de PPNA analizado (T 0), y un año anterior (T -1, Figura 3.1). No se consideraron los períodos otoño del mismo año (T0) e invierno del anterior (T -1) por carecer de sentido ecológico, en el primer caso porque el ciclo de crecimiento es primavero - estival, y en el segundo porque corresponde a precipitaciones demasiado alejadas de la estación de crecimiento de referencia.

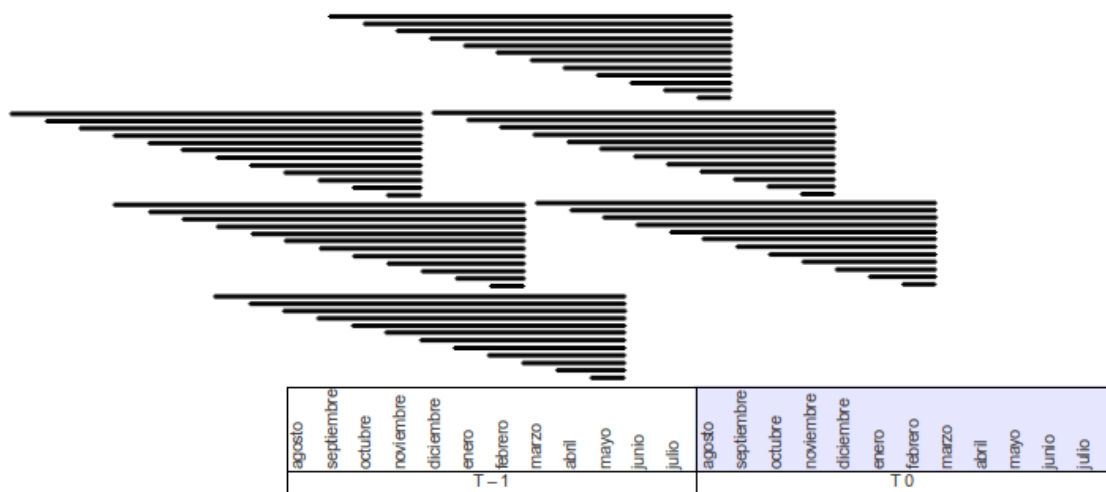


Figura 3.1: Períodos de precipitaciones considerados que se relacionaron con la PPNA. Cada línea negra representa el largo del periodo analizado. T0: indica el mismo periodo que la estación de crecimiento, T-1 indica un periodo anterior a la estación de crecimiento.

Se calcularon los cuartiles 1 (Q1) y 3 (Q3) para cada sitio, considerándose los períodos que sean igual o menor a Q1 como secos e iguales o mayores a Q3 como húmedos, del periodo que mejor ajusta con la PPNA. Se eligió la temporada en que ocurrió lo mismo, tanto para períodos secos como para húmedos, en todos los sitios estudiados (Tabla 3.1).

Tabla 3.1: Detalle de las precipitaciones acumuladas durante el periodo que mejor ajusta con la PPNA (ver resultados) para cada temporada de crecimiento de cada sitio de estudio. Se remarcan los periodos: extremadamente seco (rectángulo rojo) y extremadamente húmedo (rectángulo azul).

Temporada	EL TALA	LA ESCONDIDA	LA LONJA	LAS VACAS	LA TRAVESIA	LA VERDE	LOS CHARITOS	PASO ANCHO
00 – 01	343	314	319	284	319	314	263	322
01 – 02	353	411	279	328	279	411	268	399
02 – 03	192	188	239	232	239	188	258	164
03 – 04	42	79	88	65	88	79	76	81
04 – 05	449	402	320	418	320	402	312	465
05 – 06	323	484	260	277	260	484	216	285
06 – 07	156	240	200	171	200	240	180	294
07 – 08	188	151	187	256	187	151	196	163
08 – 09	330	230	459	286	459	230	395	257
09 – 10	104	141	219	169	219	141	213	115
Q1	156	151	200	171	200	151	196	163
Q3	343	402	319	286	319	402	268	322

3.2.4. Relaciones: fenología – PPNA – precipitaciones.

Se utilizó el método analítico de coeficientes de senderos (path analysis) para estudiar la relación entre la PPNA y máxima productividad, y las variables fenológicas (inicio, fin, largo y momento de máxima productividad). El coeficiente de sendero permite descomponer la correlación entre dos variables (x, y) en una suma de efectos, directo de 'x' sobre 'y', e indirectos de 'x sobre 'y', vía otras variables independientes del sistema de correlaciones (InfoStat, versión 2008.).

Para cada sitio se evaluó la variación de la PPNA con respecto a la media ($\Delta PPNA$) siguiendo la siguiente ecuación:

$$\Delta PPNA = (PPNA_t / PPNA_{media}) - 1$$

siendo $PPNA_t$ la productividad primaria neta aérea de la temporada considerada (seca o húmeda), y $PPNA_{media}$ la productividad primaria neta aérea promedio de los diez años

para cada sitio. Esta ecuación arroja valores entre -1 y 1, indicando que la productividad disminuyó o aumentó con respecto a la media para valores negativos y positivos respectivamente. Los datos de los pares de sitios (pastizal natural – pastura implantada), y para cada período (seco y húmedo), se los analizó estadísticamente a través de una prueba t apareada basada en dos muestras.

También, para cada sitio, se analizó la diferencia de cada variable fenológica respecto a su media ($\Delta\text{VarFeno}$) siguiendo la siguiente ecuación:

$$\Delta\text{VarFeno} = \text{VARt} - \text{VARmedia}$$

siendo VARt la variable fenológica de interés de la temporada considerada (seca o húmeda), y VARmedia el promedio de diez años de la misma variable. Dado que los valores están expresados en días julianos, los valores positivos indican que la variable ocurre determinada cantidad de días después de la media, para el caso de inicio, fin y mitad. En el caso del largo, los valores positivos indican cuantos días más que la media se alargó la estación de crecimiento. Los datos de los pares de sitios (pastizal natural – pastura implantada), y para cada período (seco y húmedo), se los analizó estadísticamente a través de una prueba t apareada basada en dos muestras.

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Relación fenología - PPNA

En ambas comunidades la PPNA estuvo afectada directa y significativamente ($p < 0.0001$) por el largo de la estación de crecimiento (Tabla 3.2). Las demás variables afectaron a la PPNA de manera indirecta a través del largo de la estación de crecimiento, siendo el inicio de la estación de crecimiento la de mayor efecto indirecto

(Tabla 3.2). Esto indica que cuanto antes comienza la estación de crecimiento, más larga y productiva es. Contrariamente a lo esperado, el máximo de productividad alcanzado durante la estación de crecimiento tuvo una relación negativa e indirecta vía largo de la estación de crecimiento, con la PPNA. También, el momento en que ocurre el máximo de producción se relacionó de manera negativa e indirecta vía el largo con la PPNA (Tabla 3.2). Esto indica que los años de menor PPNA son aquellos en donde la estación de crecimiento es corta, y el pico de producción es muy alto y tarde en el tiempo. El coeficiente de determinación (R^2) de la PPNA fue elevado en ambos casos indicando que la variación debida a los efectos residuales es muy baja, menor al 10 % (Tabla 3.2).

Tabla 3.2: Coeficiente de sendero que muestra los efectos directos e indirectos de los componentes de la PPNA, tanto en pastizales naturales (PN) como en pasturas implantadas (PI). Coeficiente de determinación del carácter PPNA (R^2) y efectos residuales (E) no previstos con los componentes analizados.

Efecto de	Vía	PN	PI
Inicio	Directa	-0,23	-0,17
Inicio	Fin	0,00	0,01
Inicio	Largo	-0,79	-0,89
Inicio	M-Máx	0,00	0,00
Inicio	Máx	0,22	0,16
r total		-0,80	-0,89
		<0,0001	<0,0001
Fin	Directa	-0,03	-0,06
Fin	Inicio	-0,01	0,02
Fin	Largo	0,44	0,43
Fin	M-Máx	0,00	0,00
Fin	Máx	-0,12	-0,16
r total		0,29	0,23
		0,0071	0,0333
Largo	Directa	0,95	0,96
Largo	Inicio	0,19	0,16
Largo	Fin	-0,01	-0,03
Largo	M-Máx	0,00	0,00
Largo	Máx	-0,24	-0,20
r total		0,89	0,89
		<0,0001	<0,0001
M-Máx	Directa	0,00	0,00
M-Máx	Inicio	-0,14	-0,09
M-Máx	Fin	0,00	0,00
M-Máx	Largo	-0,45	-0,44
M-Máx	Máx	0,05	0,05
r total		-0,54	-0,48
		<0,0001	<0,0001
Máx	Directa	0,41	0,37
Máx	Inicio	-0,12	-0,07
Máx	Fin	0,01	0,03
Máx	Largo	-0,55	-0,51
Máx	M-Máx	0,00	0,00
r total		-0,25	-0,18
		0,0189	0,0881
Coef. Determinación, R^2		0,91	0,92
Efectos residuales E		0,09	0,08

3.3.2. Relación precipitaciones – PPNA

La PPNA se asoció positivamente con las precipitaciones acumuladas durante el período Mayo a Noviembre (invierno-primavera) del mismo año de la estación de crecimiento (T-0), en ambas comunidades (PN: $r = 0,58$, $p < 0,001$; PI: $r = 0,60$, $p < 0,001$; Figura. 3.2). Si bien hubo períodos de precipitaciones de la temporada de crecimiento anterior (T-1) que se correlacionaron de manera positiva con la PPNA de las comunidades, estas asociaciones fueron menores que la relación mencionada más arriba.

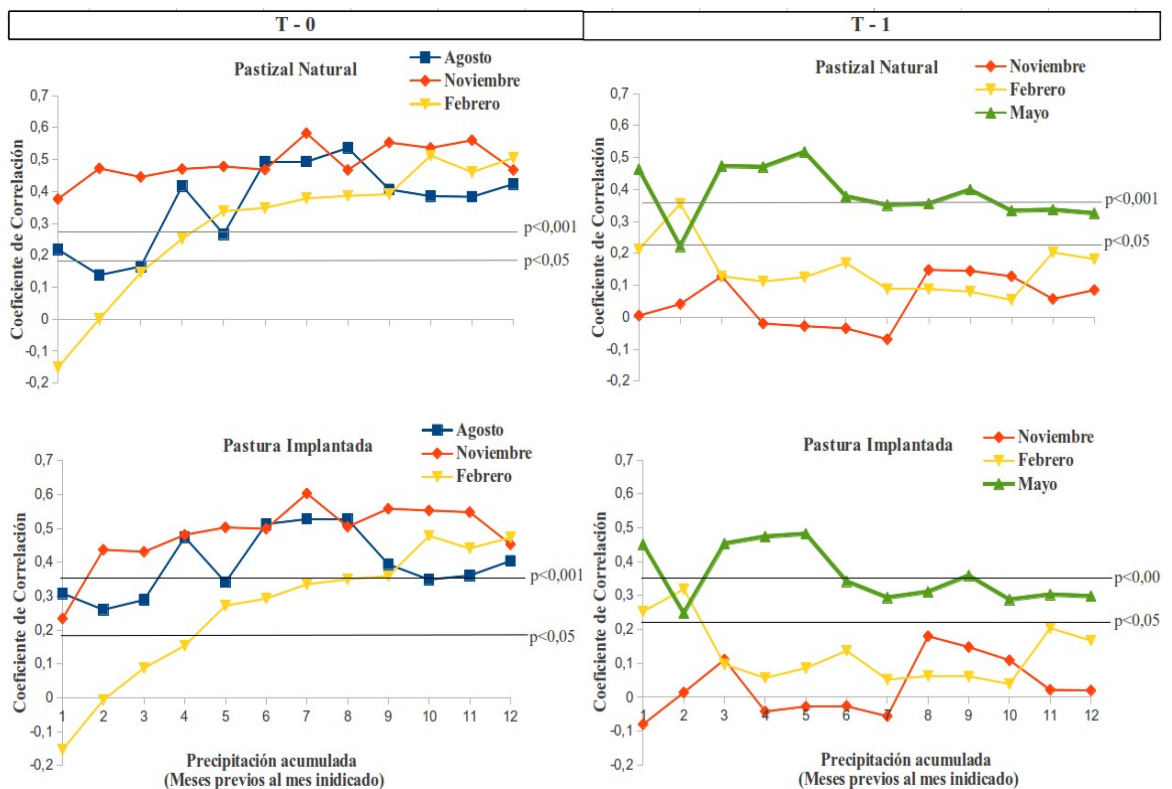


Figura 3.2: Correlación entre PPNA anual y la precipitación de periodos de extensión creciente. La correlación PPNA - precipitación fue calculada considerando la precipitación acumulada de 1 a 12 meses previos a cada estación. T0: indica el mismo periodo que la estación de crecimiento, T-1: indica un periodo anterior a la estación de crecimiento. Los niveles de correlación con significancias $p < 0,05$ y $p < 0,001$ se indican con líneas horizontales.

La PPNA de las pasturas implantadas cayó en promedio un 30% frente a un 25% para pastizal natural cuando el período invierno-primavera fue extremadamente seco (p

unilateral = 0,036). En cambio, cuando el mismo período fue muy húmedo no hubo diferencias significativas entre las comunidades ($p = 0,263$; Figura 3.3).

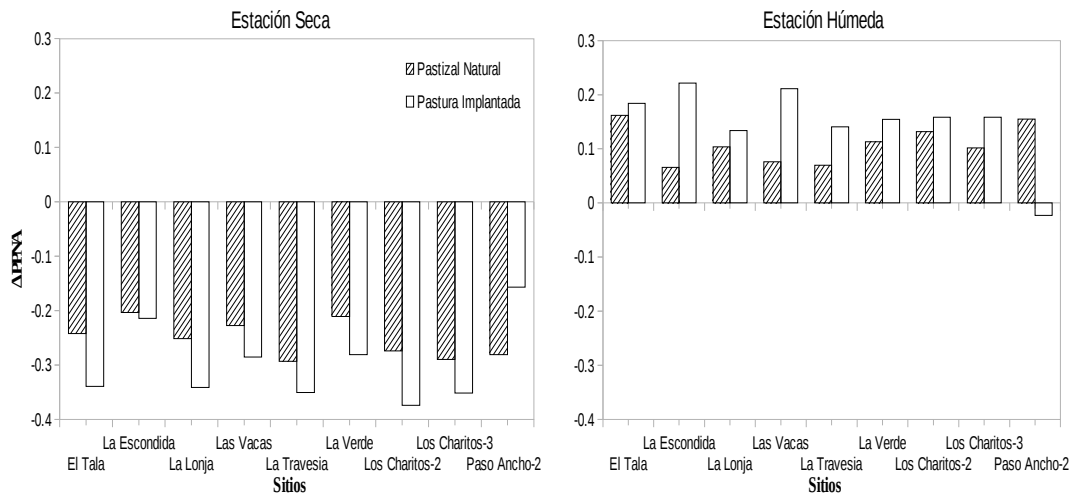


Figura: 3.3: Variación de la PPNA con respecto a la PPNA media de cada comunidad y sitio para cada estación de crecimiento. Siendo: a) la estación de crecimiento seca y b) la estación de crecimiento húmeda. Valores de significancia: estación seca $p = 0,036$; estación húmeda $p = 0,263$.

3.3.3. Relación precipitaciones – fenología

Frente a un período invierno-primaveral extremadamente seco las comunidades se diferenciaron en el largo de la estación de crecimiento ($p = 0,031$). Las pasturas implantadas redujeron su período de crecimiento casi cien días con respecto a su media, mientras que los pastizales naturales lo hicieron en menos de noventa días con respecto a su media (Tabla 3.3).

En un período invierno-primaveral opuesto al anterior, extremadamente húmedo, las comunidades se diferenciaron en los cambios respecto al inicio y largo de la estación de crecimiento ($p = 0,0099$, $p = 0,0354$ respectivamente). En ambos casos, la estación de crecimiento se adelantó y alargó, pero lo hizo en mayor proporción en pasturas de pasto llorón que en pastizales naturales (inicio: 46 vs 33 días, largo: 34 vs 18 días para PI y PN respectivamente, Tabla 3.3).

Tabla 3.3: Comparación de las variables fenológicas entre comunidades frente a extremos en las precipitaciones. Valores negativos y positivos representan reducciones y aumentos respectivamente, respecto a sus propias medias. Siendo M-Max el momento de máximo IVN.

Periodo	Variable	Natural	Pastura	Valor – <i>p</i>
Seco	Inicio	76	82	0,1503 ^{ns}
	Fin	-12	-17	0,1057 ^{ns}
	Largo	-88	-99	0,0310 *
	M-Max	27	25	0,4071 ^{ns}
Húmedo	Inicio	-33	-46	0,0099 *
	Fin	-14	-12	0,4699 ^{ns}
	Largo	18	34	0,0354 *
	M-Max	-26	-22	0,6350 ^{ns}

3.4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados presentados en este capítulo aportan información sobre las variables fenológicas que afectan a la PPNA, como es la relación entre la PPNA de ambas comunidades con las precipitaciones y también como se relaciona la fenología con las precipitaciones. Se observó que la PPNA está determinada en mayor medida por el inicio y largo de la estación de crecimiento que por el máximo de producción alcanzada por las comunidades, tanto en pastizales naturales como en pasturas de *E. curvula*. Las temporadas con los máximos picos de producción, dentro de los 10 años analizados, fueron las menos productivas ya que correspondieron a ciclos de crecimiento que comenzaron tarde, y en consecuencia fueron más cortos.

La relación encontrada entre largo e inicio de la estación de crecimiento y PPNA

indica que para la productividad anual de un sitio serán mucho más importantes los eventos (clima, disturbios, manejo) que ocurran durante el inicio de la estación de crecimiento (generalmente en primavera) que en el pico de máxima producción (el verano). Por otra parte, la PPNA estuvo mas fuertemente correlacionada con las precipitaciones del mismo año que con las del año anterior. Las precipitaciones de invierno-primavera resultaron ser más críticas para la PPNA que las de verano: las primeras parecen determinar el inicio del ciclo de crecimiento, las segundas el máximo de productividad. Esto quiere decir que si la estación invierno-primaveral es seca, poco se puede esperar ese año desde el punto de vista productivo, incluso aunque se pronostique un verano lluvioso. Aquí las temperaturas podrían estar jugando un papel importante ya que en el verano la mayor evapotranspiración, comparada con el período invierno-primavera, haría que gran parte del agua caída se pierda por esta vía y no pueda ser aprovechada por la vegetación. La relación encontrada entre PPNA y las precipitaciones correspondientes al periodo invierno-primavera presentan el mismo patrón que en el trabajo de Fabricante et al. (2009), en donde encuentran que la PPNA de la mayoría de las cubiertas vegetales de la zona norte de la Patagonia se relacionó con las precipitaciones acumuladas durante unos pocos meses, normalmente de la temporada anterior a la de crecimiento de la vegetación. Esto tiene implicancias en el manejo forrajero de estos pastizales y pasturas. Por ejemplo frente a una estación invierno-primaveral seca, los productores deberían anticiparse con estrategias acordes a un año poco productivo: reducción de carga ganadera (por ejemplo a través de la venta de la recría, o de vacas CUT), compra de rollos u otros suplementos a precios convenientes, entre otras.

Frente a una estación invierno-primaveral con deficiencia hídrica (año 2003), la

productividad disminuyó en mayor medida en las pasturas implantadas dominadas por una especie que en pastizales mixtos más diversos. Esto fue debido a la significativa reducción en el largo de la estación de crecimiento. Estos datos soportarían la hipótesis diversidad-estabilidad (McNaughton 1978, Tilman y Downing 1994, Tilman et al. 1996, 1997, 2006), que sostiene que frente a perturbaciones como sequías, la producción en comunidades más diversas se ve menos afectada. Este comportamiento de los ecosistemas, conocido como "efecto portfolio" por su similitud con el comportamiento de estrategias de inversión (Doak et al. 1998, Tilman 1999), sostiene que en comunidades diversas como los pastizales naturales existen especies que producen en condiciones que pueden ser limitantes para otras especies, haciendo más estable el funcionamiento general del ecosistema.

Cuando los años fueron favorables en precipitaciones, sin embargo, ambas comunidades respondieron positivamente de modo similar en cuanto a la productividad, aun cuando las pasturas implantadas adelantan el inicio y alargan la estación de crecimiento significativamente frente a los pastizales naturales. Esto sugiere que la ventaja que presentan pastizales diversos frente a las pasturas poco diversas se perdería en regiones más húmedas, o bajo un contexto de aumento en las precipitaciones como en la actualidad ocurre en esta región de San Luis (Demaría et al. 2008, Berton y Echeverría 2006).

CAPÍTULO IV: CONCLUSIONES GENERALES

En este capítulo se evalúan las hipótesis planteadas en el capítulo I, detallando en qué medida fueron apoyadas o refutadas. También se discuten las posibles implicancias ecológicas y productivas de los resultados en el manejo de los pastizales de Pampa Interior. Por último, se exponen posibles líneas futuras de investigación surgidas de esta tesis.

4.1. EVALUACIÓN DE LAS HIPÓTESIS

El reemplazo de pastizales naturales por pasturas de *Eragrostis curvula* adelantó el inicio y fin de la estación de crecimiento sin modificar las demás variables fenológicas ni la PPNA total. Estos resultados rechazan parcialmente la **primera hipótesis** planteada en el capítulo I, la cual proponía que el reemplazo de pastizales naturales provocaría una concentración de la estación de crecimiento de las pasturas implantadas, sin observarse diferencias en la productividad primaria neta aérea. Estas diferencias en la fenología podrían deberse a la especie dominante de cada comunidad y su relación con el pastoreo ganadero. Esto es, en ambas comunidades la especie dominante es de metabolismo C4, *Eragrostis curvula* en las pasturas implantadas y *Elionurus muticus* en los pastizales naturales, la gran diferencia es que la primera es palatable y la segunda muy poco preferida por el ganado. Esta diferencia hace que, por un lado en las pasturas implantadas la estación de crecimiento comienza antes ya que es muy poco el material senescente que dejan los animales al finalizar el periodo de pastoreo estival. En cambio en los pastizales naturales la especie dominante del canopeo no es comida por los animales y por lo tanto el final de la estación de crecimiento se retrasa. Productivamente ambas comunidades fueron similares apoyando lo planteado por la última parte de esta primera hipótesis. Esto se debió a que tanto el largo como el

máximo de la estación de crecimiento no se vieron afectos por el reemplazo lo cual hizo mantener la integral de la curva de crecimiento.

La variación interanual de la productividad anual fue mayor en las pasturas de *E. curvula* frente a los pastizales naturales. En cambio, solo el inicio y largo de la estación de crecimiento de las pasturas fueron más variables en el tiempo, sin observarse diferencias en las demás variables fenológicas. Estos resultados apoyan casi totalmente la **segunda hipótesis** la cual sugería que la productividad y la fenología de las pasturas implantadas serían más variables en el tiempo, comparadas con los pastizales naturales. La mayor estabilidad encontrada en los pastizales naturales podría deberse a la mayor diversidad que presentan, ya que la estabilidad de la PPNA, del inicio y del largo de la estación de crecimiento aumentaron con la diversidad (Figuras 2.8 a) y c) del capítulo II), observándose en el gráfico mencionado que las pasturas implantadas se encuentran en la zona de menor diversidad del gradiente.

Finalmente, se comprobó que la PPNA de las pasturas implantadas disminuye más que la de los pastizales naturales cuando ocurre un periodo de precipitaciones extremadamente seco. Esto valida la **tercera hipótesis** de esta tesis, pero solo para el extremo de precipitaciones seco. Estas diferencias se debieron a que el largo de la estación de crecimiento se redujo más en las pasturas que en los pastizales naturales. En cambio, cuando el periodo de precipitaciones analizado fue extremadamente húmedo, no se encontraron diferencias de PPNA entre las comunidades, aunque las pasturas implantadas alargaron más la estación de crecimiento que los pastizales naturales.

4.2. IMPLICANCIAS ECOLÓGICAS Y DE MANEJO GANADERO

Los reemplazos ocurridos en la región semiárida de pastizales Pampeanos han

llevado a una mayor variabilidad interanual de la producción de las pasturas implantadas. Esto puede ser explicado por la disminución en la diversidad de especies que provocan estos reemplazos, y por la marcada disminución en la productividad de las pasturas implantadas en años extremadamente secos. A pesar de esta aparente desventaja para la producción ganadera-, los reemplazos de pastizales naturales por especies megatermicas continúan en aumento en la región (Demaría et al. 2008 y comunicación personal). Este fenómeno puede deberse a que el aumento en la producción de forraje dado por la incorporación de la pastura al sistema, es mucho más importante desde de punto de vista ganadero que la disminución de la estabilidad en la producción. Por otro lado, alternativas de manejo ganadero como la suplementación proteica y mineral del rodeo vacuno, podrían ayudar a contrarrestar la pérdida de productividad de las pasturas implantadas en años con deficiencias hídricas. Por estas razones la tasa de reemplazo podría seguir en aumento.

Del trabajo de esta tesis se desprenden resultados que podrían tener marcada incidencia en el manejo ganadero ya que ayudarían en la predicción de la productividad primaria de los sistemas. Por ejemplo, la utilización de la fecha de inicio de la estación de crecimiento junto a la precipitación acumulada en el periodo Mayo - Noviembre, serían buenos predictores de la PPNA. Una buena condición hídrica en los meses de invierno a primavera harían que la estación de crecimiento comience antes y de esta manera aumentar la estación de oferta forrajera. En cambio, precipitaciones escasas en el periodo de invierno a primavera estaría anticipando a los productores ganaderos que la oferta forrajera y la productividad primaria del sistema se verán disminuidos, pudiendo así anticiparse y tomar diferentes alternativas de manejo, como por ejemplo la compra de suplementos o el ajuste de las cargas ganaderas.

4.3. FUTURAS LINEAS DE INVESTIGACIÓN

Ayudaría, para tener una idea más acabada sobre el tema, realizar un estudio a nivel de poblaciones intentado examinar los mecanismos que expliquen por qué los pastizales naturales son temporalmente más estables. Si esto se debe al comportamiento de cierta especie o grupos de especies que otorgan mayor estabilidad, o existe un efecto 'portfolio' en las especies que componen los pastizales, como se discute en esta tesis.

Sería muy importante evaluar si se repiten los patrones encontrados con los nuevos reemplazos que ocurren en la región. En los últimos años ha habido una creciente intensificación de los sistemas llevando a reemplazar pastizales naturales no solo con especies megatermicas perennes sino también por cultivos anuales. Estos cultivos anuales en muchos casos se cosechan para alimentar al ganado vacuno creando así sistemas intensivos de engorde a corral, aunque también en algunos casos se cosechan los granos para la venta. Estos nuevos reemplazos probablemente provoquen cambios más marcados en los diferentes atributos funcionales de la curva de crecimiento, y a su vez serán mucho más variables en el tiempo que los sistemas naturales debido principalmente a las condiciones climáticas de la región.

La intensificación que ha sufrido la ganadería en la región provoca una mayor presión sobre los nutrientes no solo en los sistemas naturales sino también en los cultivos y pasturas. En este sentido, sería muy interesante estudiar lo que ocurre con los diferentes indicadores de la producción secundaria frente a las variaciones observadas en la productividad primaria en sistemas semiáridos. Por otro lado, el pastoreo bovino podría estar influenciando diferentes respuestas fenológicas tanto en pastizales naturales como en las pasturas implantadas (como se discute en este último capítulo), por lo tanto

comprender que tan determinante resulta ser el pastoreo sobre la estacionalidad de la producción primaria de estos sistemas semiáridos es una interesante línea a seguir.

Como se comenta más arriba, el reemplazo de los pastizales naturales por pasturas lleva a un estado totalmente distinto, en donde no solo se introduce una nueva especie vegetal sino también se cambia la estructura y funcionalidad del ecosistema. Para poder estudiar esto existe, por un lado, el análisis funcional de los ecosistemas que evalúa la *salud* de un ecosistema en función de indicadores estructurales de la vegetación y el suelo (Tongway y Hindely 2004). Por otro lado, están los modelos de estados y transiciones que aportan un marco conceptual para evaluar la resiliencia y resistencia de un ecosistema en base a su estructura y funcionalidad (López et al. 2011). En este sentido, sería muy interesante poder integrar el análisis funcional del paisaje y los modelos de estados y transiciones para poder validar los indicadores y los índices asociados con la resistencia, resiliencia y la estabilidad de los pastizales templados. Esta idea fue desarrollada por López et al. (2013), en las estepas de la Patagonia norte. Con esto buscaría obtener los límites críticos que determinan la pérdida de funcionalidad de nuestro ecosistema.

Bibliografía

- Anderson, D. L., Del Águila, J. A., and Bernardón. A. E. 1970. Fomaciones vegetales en la provincia de San Luis. *Rev. Inv. Agropecuaria INTA, Biología y Producción Vegetal*:83–153.
- Aragón, R., M. Oesterheld, G. Irisarri, and M. Texeira. 2011. Stability of ecosystem functioning and diversity of grasslands at the landscape scale. *Landscape Ecology* 26:1011–1022.
- Baldi, G., J. P. Guerschman, and J. M. Paruelo. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116:197–208.
- Bilenca, D., and F. Miñarro. 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil, 1st edition. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.
- Capitanelli, R., and M. Zamorano. 1972. Geografía de la Provincia de San Luis. *Boletín de estudios geográficos* XX:74 – 77.
- Daubenmire, R. 1959. A Canopy-Coverage Method of Vegetational Analysis. *Northwest Science* 50:431.
- Demaría, M. R., I. AGUADO SUAREZ, and D. F. . STEINAKER. 2008. fragmentación de pastizales pampeanos semiáridos en San Luis, Argentina. *Ecol. Austral* 18:55–70.
- Demaría, M.R., McShea, W.J., Koy, K., Maceira, N.O., 2003. Pampas deer conservation with respect to habitat loss and protected area considerations in San Luis, Argentina. *Biological Conservation* 115, 121-130.
- Doak, D. F., D. Bigger, E. K. Harding, M. A. Marvier, R. E. O'Malley, and D. Thomson. 1998. The statistical inevitability of stability-diversity relationships in

- community ecology. *American Naturalist* 151:264–276.
- Fabricante, I., M. Oesterheld, and J. M. Paruelo. 2009. Annual and seasonal variation of NDVI explained by current and previous precipitation across Northern Patagonia. *Journal of Arid Environments*.
- Fisher, B., R. K. Turner, and P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643–653.
- Fisher, J. I., J. F. Mustard, and M. A. Vadeboncoeur. 2006. Green leaf phenology at Landsat resolution: scaling from the field to the satellite. *Remote Sensing of Environment* 100:265–279.
- Glenn, E. P., A. R. Huete, P. L. Nagler, and S. G. Nelson. 2008. Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: What vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. *Sensors* 8:2136–2160.
- Grigera, G., M. Oesterheld, and F. Pacín. 2007. Monitoring forage production for farmers' decision making. *Agricultural Systems* 94:637–648.
- Grime, J. P. 1997. Biodiversity and ecosystem function: The debate deepens. *Science* 277:1260–1261.
- De Groot, R. S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, and L. Willemen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7:260–272.
- Grossi Gallegos, H. 2004. Distribución espacial de la radiación fotosintéticamente activa en Argentina. *Meteorologica* 29:27–36.
- Guerschman, J. P., J. M. Paruelo, and I. C. Burke. 2003. Land use impacts on the normalized difference vegetation index in temperate Argentina. *Ecological Applications* 13:616–628.

- Heisler-White, J. L., J. M. Blair, E. F. Kelly, K. Harmoney, and A. K. Knapp. 2009. Contingent productivity responses to more extreme rainfall regimes across a grassland biome. *Global Change Biology* 15:2894–2904.
- Hoekstra, J. M., T. M. Boucher, T. H. Ricketts, and C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8:23–29.
- Isbell, F. I., H. W. Polley, and B. J. Wilsey. 2009. Biodiversity, productivity and the temporal stability of productivity: patterns and processes. *Ecology Letters* 12:443–451.
- Jobbágy, E. G., O. E. Sala, and J. M. Paruelo. 2002. PATTERNS AND CONTROLS OF PRIMARY PRODUCTION IN THE PATAGONIAN STEPPE: A REMOTE SENSING APPROACH. *Ecology* 83:307–319.
- Jönsson, A. M., L. Eklundh, M. Hellström, L. Barring, and P. Jönsson. 2010. Annual changes in MODIS vegetation indices of Swedish coniferous forests in relation to snow dynamics and tree phenology. *Remote Sensing of Environment* 114:2719–2730.
- Jönsson, P., and L. Eklundh. 2004. TIMESAT—a program for analyzing time-series of satellite sensor data\$. *Computers & Geosciences* 30:833–845.
- Knapp, A. K., C. Beier, D. D. Briske, A. T. Classen, L. Yiqi, M. Reichstein, M. D. Smith, S. D. Smith, J. E. Bell, P. A. Fay, J. L. Heisler, S. W. Leavitt, R. Sherry, B. Smith, and E. Weng. 2008. Consequences of more extreme precipitation regimes for terrestrial ecosystems. *BioScience* 58:811–821.
- Knapp, A. K., and M. D. Smith. 2001. Variation among biomes in temporal dynamics of aboveground primary production. *Science* 291:481–484.
- León, R.J.C., Rusch, G.M., Oesterheld, M., 1984. Pastizales pampeanos, impacto

- agropecuario. *Phytocoenología* 12 (2/3), 201–218.
- López, D. R., M. A. Brizuela, P. Willems, M. R. Aguiar, G. Siffredi, and D. Bran. 2013. Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological Indicators* 24:1–11.
- López, D. R., L. Cavallero, M. a. Brizuela, and M. r. Aguiar. 2011. Ecosystemic structural–functional approach of the state and transition model. *Applied Vegetation Science* 14:6–16.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman, and D. A. Wardle. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* 294:804–808.
- McCann, K. S. 2000. The diversity-stability debate. *Nature* 405:228–233.
- McNaughton, S. J. 1978. Stability and diversity of ecological communities. *Nature* 274:251–253.
- McNaughton, S. J., M. Oesterheld, D. A. Frank, and K. J. Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. , Published online: 14 September 1989; | doi:10.1038/341142a0 341:142–144.
- Naeem, S., L. J. Thompson, S. P. Lawler, J. H. Lawton, and R. M. Woodfin. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368:734–737.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D’Amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao, and K. R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* 51:933–938.

- Ospina, S., G. M. Rusch, D. Pezo, F. Casanoves, and F. L. Sinclair. 2012. More Stable Productivity of Semi Natural Grasslands than Sown Pastures in a Seasonally Dry Climate. *PLoS ONE* 7:e35555.
- Parton, W. J., D. S. Schimel, C. V. Cole, and D. S. Ojima. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal* 51:1173–1179.
- Paruelo, J. M., G. Piñeiro, G. Baldi, S. Baeza, F. Lezama, A. Altesor, and M. Oesterheld. 2010. Carbon Stocks and Fluxes in Rangelands of the Río de la Plata Basin. *Rangeland Ecology & Management* 63:94–108.
- Peña Zubiarte, C. A., D. L. Anderson, M. A. Demmi, J. L. Sáenz, and A. D'Hiriart. 1998. Carta de suelos y vegetación de la provincia de San Luis.
- Piñeiro, G., M. Oesterheld, and J. M. Paruelo. 2006. Seasonal Variation in Aboveground Production and Radiation-use Efficiency of Temperate rangelands Estimated through Remote Sensing. *Ecosystems* 9:357–373.
- Reynolds, J. F., D. Smith, E. F. Lambin, B. L. Turner, M. Mortimore, S. P. . Batterbury, T. E. Downing, H. Dowlatabadi, R. J. Fernández, J. E. Herrick, and others. 2007. Global desertification: building a science for dryland development. *Science* 316:847.
- Righini, R., H. Grossi Gallegos, and C. Raichijk. 2005. Approach to drawing new global solar irradiation contour maps for Argentina. *Renewable Energy* 30:1241–1255.
- Rossanigo, C., A. Arano, and G. Rodríguez Vázquez. 2011. Stock 2011 del ganado bovino. Mapas de existencias e indicadores ganaderos. Page 16. INTA.
- Sala, O. E., F. S. Chapin III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M.

- Walker, and D. H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770–1774.
- Scherer-Lorenzen, M., C. Palmberg, A. Prinz, and E. D. Schulze. 2003. The role of plant diversity and composition for nitrate leaching in grasslands. *Ecology* 84:1539–1552.
- Schlichter, T., Aguilera, M.O., Bonino, N., Gallo, L., 1997. Biodiversidad: Importancia, tendencia y estado actual de algunos ecosistemas del Cono Sur. En: E. Viglizzo (coord.): Libro Verde. Elementos para una política agroambiental en el Cono Sur. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, Montevideo, pp. 131-150.
- Soriano, A., R. J. C. León, O. E. Sala, R. Lavado, V. A. Deregibus, M. A. Cauhepé, O. A. Scaglia, C. A. Velázquez, and J. H. Lemcoff. 1991. Río de la Plata grasslands. *Ecosystems of the World* 19:367–407.
- Tilman, D. 1999. The Ecological Consequences of Changes in Biodiversity: A Search for General Principles. *Ecology* 80:1455–1474.
- Tilman, D., and J. A. Downing. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367:363–365.
- Tilman, D., J. Knops, D. Wedin, P. Reich, M. Ritchie, and E. Siemann. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277:1300–1302.
- Tilman, D., P. B. Reich, and J. M. H. Knops. 2006. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* 441:629–632.
- Tilman, D., P. B. Reich, J. Knops, D. Wedin, T. Mielke, and C. Lehman. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294:843.
- Tilman, D., D. Wedin, and J. Knops. 1996. Productivity and sustainability influenced by

biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379:718–720.

Tongway, D.J., Hindley, N.L., 2004. Landscape function analysis: procedures for monitoring and assessing landscapes. *Sust. Ecosyst.*, Brisbane.

Veneciano, J. H., and K. L. Frigerio. 2012. La lluvia en Villa Mercedes (San Luis) Edición digital. Información Técnica N° 181, INTA San Luis.

Viglizzo, E. F., L. V. Carreño, H. Pereyra, F. Ricard, J. Clatt, and D. Pincén. 2010. Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. Page 99 in E. F. Viglizzo and E. G. Jobbágy, editors. *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental*. INTA. Buenos Aires, Argentina.

Viglizzo, E. F., F. C. Frank, L. V. Carreño, E. G. Jobbágy, H. Pereyra, J. Clatt, D. Pincén, and M. F. Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17:959–973.

Viglizzo, E. F., F. Lértora, A. J. Pordomingo, J. N. Bernardos, Z. E. Roberto, and H. Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83:65–81.

Volante, J. N., D. Alcaraz-Segura, M. J. Mosciaro, E. F. Viglizzo, and J. M. Paruelo. 2011. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.

Western, D. 2001. Human-modified ecosystems and future evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98:5458.

Wilsey, B. J., P. P. Daneshgar, and H. W. Polley. 2011. Biodiversity, phenology and temporal niche differences between native-and novel exotic-dominated grasslands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*.

Yachi, S., and M. Loreau. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96:1463–1468.

Anexo 1: A continuación se detalla densidad y cobertura de cada especie por campo y por tratamiento. También se provee el valor de riqueza (r) e índice de Shannon para cada tratamiento.

Especies	El Tala				La Escondida				La Lonja			
	Natural		Pastura		Natural		Pastura		Natural		Pastura	
	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)
<i>Aristida adscensionis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aristida mendocina</i>	-	-	-	-	6,67	9,25	0,67	1,00	0,67	0,25	-	0,25
<i>Aristida spgazzinii</i>	0,33	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Baccharis coridifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bothriochloa springfieldii</i>	1,00	1,92	-	-	0,67	1,00	0,33	1,58	0,67	0,25	-	-
<i>Briza subaristata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bromus brevis</i>	0,33	0,08	-	-	0,67	0,08	-	-	-	-	-	-
<i>Cenchrus pauciflorus</i>	1,67	0,33	35,60	34,50	2,67	0,17	32,33	6,25	-	-	-	0,25
<i>Conyza bonariensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cynodon hirsutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyperus cayennensis</i>	1,33	0,17	-	-	1,67	0,58	-	-	0,67	1,00	-	-
<i>Daucus puscilus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Digitaria californica</i>	0,33	0,50	-	-	-	-	0,33	0,50	-	-	-	-
<i>Elionurus muticus</i>	6,33	37,08	-	-	2,00	13,17	0,67	4,75	2,00	14,25	-	-
<i>Eragrostis curvula</i>	-	-	10,00	53,70	-	-	6,67	30,83	-	-	20,00	72,25
<i>Eragrostis lugens</i>	3,00	1,92	-	-	0,67	0,08	-	-	0,67	0,50	-	-
<i>Eustachys retusa</i>	0,33	0,08	0,40	0,60	0,33	0,08	0,67	0,33	0,67	0,25	-	-
<i>Heterotheca latifolia</i>	-	-	-	-	3,67	0,42	-	-	-	-	-	-
<i>Hyalis argentea</i>	0,33	0,67	-	-	1,00	0,67	-	4,25	-	1,50	-	-
<i>Jaraba ichu</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Latifoliadas*:												
1	0,33	0,33	-	-	1,67	4,75	4,00	0,75	0,67	3,75	-	-
2	-	-	-	-	2,00	0,75	2,67	1,17	-	0,25	-	-
3	-	0,50	-	-	-	-	1,00	0,33	-	0,50	-	-
4	1,67	0,33	-	-	-	-	1,00	0,17	-	0,25	-	-
5	-	0,08	-	-	-	-	0,33	0,08	-	-	-	-
6	-	-	-	-	-	-	0,33	0,08	-	-	-	-
7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nassella tenuis</i>	0,33	0,08	-	-	0,33	0,08	-	-	-	-	-	-
<i>Nassella tenuissima</i>	2,00	4,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Panicum urvilleanum</i>	17,67	5,83	0,40	0,10	6,00	2,83	7,33	2,42	2,67	0,25	-	-
<i>Pappophorum pappiferum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piptochaetium napostaense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plantago patagonica</i>	-	-	-	-	1,33	0,25	0,33	0,17	-	-	-	-
<i>Poa lanuginosa</i>	8,33	0,92	-	-	6,33	0,92	11,33	1,42	-	-	-	-
<i>Poa ligularis</i>	0,33	0,50	-	-	0,33	0,58	-	-	-	-	-	-
<i>Schizachyrium condensatum</i>	-	0,50	-	-	1,00	1,08	0,67	0,17	0,67	1,75	3,00	2,25
<i>Sorghastrum pellitum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	8,00	80,75	-	-
<i>Sporobolus cryptandrus</i>	6,33	1,50	-	0,10	18,67	13,08	3,67	7,00	-	0,50	-	-
<i>Thelesperma megapotamicum</i>	0,33	0,08	-	-	5,33	2,00	1,33	0,75	1,33	1,00	-	-
<i>Vulpia australis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
r	22		5		20		20		16		4	
Shannon	1,47		0,72		2,08		1,89		0,97		0,18	

* Latifolidas dicotiledóneas anuales no identificadas en genero y especie, pero reconocidas como distintas.

Continuación de Anexo 1

Especies	Las Vacas				La Travesia				La Verde			
	Natural		Pastura		Natural		Pastura		Natural		Pastura	
	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)
<i>Aristida adscensionis</i>	-	-	-	-	-	1,50	-	-	1,33	1,75	-	-
<i>Aristida mendocina</i>	-	-	-	-	1,60	2,70	-	-	1,00	3,17	-	-
<i>Aristida spagazzinii</i>	1,00	2,17	-	-	0,80	0,30	-	-	0,33	0,17	-	-
<i>Baccharis coridifolia</i>	-	-	-	-	-	6,50	-	-	-	-	-	-
<i>Bothriochloa springfieldii</i>	0,33	0,67	-	-	1,20	1,30	-	-	4,00	9,08	-	0,25
<i>Briza subaristata</i>	4,67	11,17	0,33	0,08	0,80	0,80	-	-	-	-	-	-
<i>Bromus brevis</i>	-	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cenchrus pauciflorus</i>	2,33	0,83	0,33	0,58	3,60	1,30	27,60	34,60	1,33	1,25	-	0,08
<i>Coryza bonariensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cynodon hirsutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyperus cayennensis</i>	1,00	0,08	-	0,08	2,40	1,00	-	-	3,67	1,67	-	-
<i>Daucus pusculus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Digitaria californica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Elionurus muticus</i>	5,00	36,83	-	-	8,40	32,20	-	0,10	2,67	20,92	0,67	3,08
<i>Eragrostis curvula</i>	-	-	38,00	70,92	-	-	16,40	32,10	-	-	15,67	48,33
<i>Eragrostis lugens</i>	-	1,08	-	-	0,40	0,60	-	-	0,33	0,08	-	-
<i>Eustachys retusa</i>	3,33	4,33	-	0,08	5,20	5,90	-	0,10	0,67	1,17	-	0,08
<i>Heterotheca latifolia</i>	10,33	1,50	-	0,08	-	1,50	-	-	-	-	-	-
<i>Hyalis argentea</i>	-	-	-	-	0,40	1,50	0,40	1,50	0,67	1,75	3,33	9,25
<i>Jaraba ichu</i>	-	-	-	-	-	1,50	-	-	-	-	-	-
<i>Latifoliadas*:</i>												
1	1,33	0,42	1,00	1,08	1,60	0,90	-	-	0,67	3,92	0,33	0,17
2	1,00	0,17	-	-	-	-	0,40	0,60	0,67	0,92	-	-
3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	-	-
4	-	-	-	-	-	-	-	-	0,33	0,08	-	-
5	-	-	-	-	-	0,60	-	-	-	-	-	-
6	-	-	-	-	-	0,10	-	-	0,33	0,50	-	-
7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	2,10	-	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-	0,80	-	-	-	-	-	-
<i>Nassella tenuis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nassella tenuissima</i>	-	2,08	-	-	1,60	2,20	0,80	1,50	0,67	3,00	-	-
<i>Panicum urvilleanum</i>	1,00	0,25	-	0,08	-	5,20	-	0,10	3,67	1,17	-	-
<i>Pappophorum pappiferum</i>	-	1,00	-	-	-	0,10	-	-	-	-	-	-
<i>Piptochaetium napostaense</i>	0,33	0,50	-	-	-	-	0,40	0,70	-	-	-	-
<i>Plantago patagonica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poa lanuginosa</i>	5,00	1,75	-	0,08	0,80	0,20	-	-	3,33	0,75	3,67	0,58
<i>Poa ligularis</i>	1,33	1,67	-	-	1,20	0,70	-	-	-	-	-	-
<i>Schizachyrium condensatum</i>	4,33	15,25	-	-	3,20	5,60	-	-	3,33	5,92	-	0,58
<i>Sorghastrum pellitum</i>	-	-	-	-	1,60	9,60	-	-	-	-	-	-
<i>Sporobolus cryptandrus</i>	-	-	-	-	9,60	14,20	-	-	4,00	3,17	-	-
<i>Thelesperma megapotamicum</i>	3,33	4,17	-	-	1,20	1,30	-	-	1,00	0,25	-	-
<i>Vulpia australis</i>	-	-	-	-	0,00	0,10	-	-	-	-	-	-
<i>r</i>	20		9		29		9		21		9	
Shannon	2,27		0,17		2,45		0,99		2,27		0,77	

* Latifolidas dicotiledóneas anuales no identificadas en genero y especie, pero reconocidas como distintas.

Continuación de Anexo 1

Especies	Los Charitos 2				Los Charitos 3				Paso Ancho			
	Natural		Pastura		Natural		Pastura		Natural		Pastura	
	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)
<i>Aristida adscensionis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aristida mendocina</i>	2,33	3,33	-	-	-	-	-	-	2,00	1,50	-	-
<i>Aristida spgazzinii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Baccharis coridifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bothriochloa springfieldii</i>	-	-	-	0,88	0,33	0,08	-	0,88	-	-	-	-
<i>Briza subaristata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bromus brevis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,25	-	-
<i>Cenchrus pauciflorus</i>	2,00	2,00	5,50	2,25	1,67	3,67	5,50	2,25	-	-	-	-
<i>Conyza bonariensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,00	6,00
<i>Cynodon hirsutus</i>	-	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyperus cayennensis</i>	3,67	2,83	-	-	-	-	-	-	1,00	0,25	0,50	0,25
<i>Daucus puscilus</i>	-	-	-	-	-	0,50	-	-	-	-	-	-
<i>Digitaria californica</i>	-	-	-	-	-	0,50	-	-	-	-	-	-
<i>Elionurus muticus</i>	4,67	25,17	-	-	3,67	30,92	-	-	35,00	43,00	3,00	16,88
<i>Eragrostis curvula</i>	-	-	88,50	71,50	-	-	88,50	71,50	-	-	5,00	21,88
<i>Eragrostis lugens</i>	2,67	1,75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eustachys retusa</i>	0,67	0,67	-	-	3,00	2,75	-	-	9,00	3,00	0,50	0,88
<i>Heterotheca latifolia</i>	0,67	0,25	-	-	14,00	13,50	-	-	-	-	-	-
<i>Hyalis argentea</i>	1,33	6,83	-	-	0,33	1,75	-	-	30,00	14,50	9,00	21,75
<i>Jaraba ichu</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	3,00	2,00	-	-
<i>Latifoliadas*:</i>												
1	-	0,08	1,50	0,38	0,33	1,00	1,50	0,38	1,00	0,25	-	-
2	-	-	1,00	1,88	0,33	0,58	1,00	1,88	-	-	-	-
3	-	-	-	-	2,00	0,67	-	-	-	-	-	-
4	3,00	0,50	0,50	0,75	-	-	0,50	0,75	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	-	-	-	-	0,67	0,08	-	-	-	-	-	-
7	-	-	-	-	0,33	0,08	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nassella tenuis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nassella tenuissima</i>	0,67	2,42	-	-	1,33	1,08	-	-	-	-	-	-
<i>Panicum urvilleanum</i>	0,33	0,58	-	-	1,33	0,25	-	-	5,00	0,25	0,50	0,13
<i>Pappophorum pappiferum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piptochaetium napostaense</i>	0,67	0,25	4,00	3,63	2,33	1,08	4,00	3,63	-	-	-	-
<i>Plantago patagonica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poa lanuginosa</i>	1,00	0,42	-	-	1,33	0,33	-	-	40,00	2,25	1,00	0,13
<i>Poa ligularis</i>	0,67	0,17	-	-	2,00	0,67	-	-	6,00	1,00	-	-
<i>Schizachyrium condensatum</i>	3,00	3,67	1,50	1,00	0,33	1,25	1,50	1,00	5,00	2,00	-	-
<i>Sorghastrum pellitum</i>	4,33	24,83	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00	-	-
<i>Sporobolus cryptandrus</i>	1,33	1,17	-	-	3,00	3,50	-	-	14,00	3,75	-	-
<i>Thelesperma megapotamicum</i>	-	-	-	-	6,00	2,33	-	-	-	-	-	-
<i>Vulpia australis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>r</i>	19		8		22		8		13		8	
<i>Shannon</i>	1,93		0,61		1,99		0,61		1,43		1,39	

* Latifolidas dicotiledóneas anuales no identificadas en genero y especie, pero reconocidas como distintas.

Anexo 2: A continuación se detalla densidad y cobertura promedio de cada especie por tratamiento. También se provee el valor de riqueza (r) e índice de Shannon para cada tratamiento

Especies	Natural		Pastura	
	Pls/m ²	Cob(%)	Pls/m ²	Cob(%)
<i>Aristida adscensionis</i>	0,15	0,36	-	-
<i>Aristida mendocina</i>	1,59	2,24	0,07	0,14
<i>Aristida spegazzinii</i>	0,27	0,30	-	-
<i>Baccharis coridifolia</i>	-	0,72	-	-
<i>Bothriochloa springfieldii</i>	0,91	1,59	0,04	0,40
<i>Briza subaristata</i>	0,61	1,33	0,04	0,01
<i>Bromus brevis</i>	0,22	0,06	-	-
<i>Cenchrus pauciflorus</i>	1,70	1,06	11,87	8,97
<i>Conyza bonariensis</i>	-	-	0,22	0,67
<i>Cynodon hirsutus</i>	-	0,06	-	-
<i>Cyperus cayennensis</i>	1,71	0,84	0,06	0,04
<i>Daucus puscilus</i>	-	0,06	-	-
<i>Digitaria californica</i>	0,04	0,11	0,04	0,06
<i>Elionurus muticus</i>	7,75	28,17	0,48	2,76
<i>Eragrostis curvula</i>	-	-	32,08	52,56
<i>Eragrostis lugens</i>	0,86	0,67	-	-
<i>Eustachys retusa</i>	2,58	2,03	0,17	0,23
<i>Heterotheca latifolia</i>	3,19	1,91	-	0,01
<i>Hyalis argentea</i>	3,79	3,24	1,41	4,08
<i>Jaraba ichu</i>	0,33	0,39	-	-
<i>Latifoliadas*:</i>				
1	0,84	1,71	0,93	0,31
2	0,44	0,30	0,56	0,61
3	0,22	0,19	0,11	0,04
4	0,56	0,13	0,22	0,19
5	-	0,08	0,04	0,01
6	0,11	0,08	0,04	0,01
7	0,04	0,01	-	-
8	-	0,23	-	-
9	-	0,09	-	-
<i>Nassella tenuis</i>	0,07	0,02	-	-
<i>Nassella tenuissima</i>	0,70	1,66	0,09	0,17
<i>Panicum urvilleanum</i>	4,19	1,85	0,91	0,31
<i>Pappophorum pappiferum</i>	-	0,01	-	-
<i>Piptochaetium napostaense</i>	0,37	0,20	0,93	0,88
<i>Plantago patagonica</i>	0,15	0,03	0,04	0,02
<i>Poa lanuginosa</i>	7,35	0,84	1,78	0,25
<i>Poa ligularis</i>	1,32	0,59	-	-
<i>Schizachyrium condensatum</i>	2,32	4,11	0,74	0,56
<i>Sorghastrum pellitum</i>	1,55	12,80	-	-
<i>Sporobolus cryptandrus</i>	6,33	4,54	0,41	0,79
<i>Thelesperma megapotamicum</i>	2,06	1,24	0,15	0,08
<i>Vulpia australis</i>	-	0,01	-	-
r	40		26	
Shannon	2,46		1,22	

* Latifoliadas dicotiledóneas anuales no identificadas en genero y especie, pero reconocidas como distintas.