



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTORA EN BIOLOGÍA

Dinámica de la vegetación en ambientes perimarineros del estuario de  
Bahía Blanca. Estudio a partir de datos *in situ* y satelitales

CARLA CELLERI

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2018

## PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Biología, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del Instituto Argentino de Oceanografía, dependiente del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de la República Argentina (CONICET) y de la UNS, durante el período comprendido entre el 09 de septiembre de 2014 y el 16 de noviembre de 2018, bajo la dirección de la Dra. Paula Daniela Pralongo y de la Dra. Gabriela Liliana González Trilla (Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática del Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental - Universidad Nacional de San Martín).

Carla Celleri



Universidad Nacional del Sur  
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el .../.../..... , mereciendo la calificación  
de .....(.....)

*A mis padres*

## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero agradecer a todas las personas e instituciones que hicieron que este trabajo fuera posible. En primer lugar quiero agradecer a mi directora, Paula Pratolongo por enseñarme tanto y con tanta paciencia, por su apoyo constante y por confiar en mí. A mi co-directora Gabriela González Trilla por iniciarme en la investigación y alentarme siempre.

Entre las instituciones que hicieron posible este trabajo, quiero agradecer a la dirección del Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia por aceptarme como alumna, al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas por otorgarme la beca para realizar mi trabajo y a la dirección del Instituto Argentino de Oceanografía por brindarme el lugar de trabajo.

Quiero agradecer también a todo el personal del IADO y en particular a mis compañeros de la biblioteca por estar siempre atentos y dispuestos a dar una mano. En especial, a Georgi por su ayuda en las campañas, a Maju por explicarme tantas cosas sobre los ambientes del estuario y a Melini por los mates y las charlas que hicieron la diferencia.

También quiero agradecer a Lalo por su ayuda en la determinación de plantas, a Ramiro por permitirme usar la estufa y a Clarita por su ayuda con el procesamiento de las muestras de biomasa.

Por último, quiero agradecer especialmente a mi familia y a mis amigos porque sin su apoyo no hubiera podido transitar este camino. Gracias por tener siempre una palabra de aliento, un abrazo, a veces a la distancia, para darme fuerza para seguir adelante. A Fede por su apoyo constante y su amor incondicional a lo largo de estos años. Por hacerme reír siempre.

## RESUMEN

Los ambientes perimarineros son ambientes que se encuentran por encima de la influencia directa de las mareas, pero tienen una capa de agua subterránea que fluctúa muy cerca de la superficie debido a la influencia del nivel medio del mar. En las zonas de clima más seco, donde se combinan los escasos aportes de agua dulce y las altas tasas de evaporación, los ambientes perimarineros desarrollan salinidades extremas en sus suelos, dificultando el crecimiento de la vegetación y favoreciendo la formación de comunidades halófilas y salitres de grandes extensiones. En este trabajo se caracterizaron dos ambientes perimarineros salinos del estuario de Bahía Blanca, el arbustal de *Cyclolepis genistoides* y el arbustal de *Allenrolfea patagonica*, en función de la hidrología, las características edáficas y la vegetación (composición de especies, abundancia y dinámica estacional de la biomasa vegetal). Inicialmente se caracterizó el contexto climático regional en el que se encuentra el estuario, en una zona de transición entre un clima húmedo y un clima árido. Se estudió la variabilidad espacial y temporal en las precipitaciones y se analizó, a lo largo de la región, la relación entre esta variabilidad y la dinámica de la vegetación a través de la utilización de parámetros fenológicos derivados de series de tiempo de NDVI del sensor MODIS. Considerando el contexto regional del estuario, se estudiaron las diferencias entre los dos ambientes perimarineros mencionados. Para el estudio en escala de paisaje se utilizaron imágenes satelitales Landsat, de mayor resolución espacial. Se evaluó la asociación entre distintos índices espectrales derivados de estas imágenes, la biomasa vegetal y la salinidad y se utilizaron los índices que presentaron mejor desempeño para generar mapas de estas variables. Las precipitaciones a nivel regional mostraron un gradiente decreciente en su abundancia y estacionalidad de noreste a sudoeste y una alta variabilidad interanual en la zona sur de la región. Los parámetros fenológicos mostraron mayor sensibilidad a las variaciones interanuales en la precipitación en la zona intermedia del gradiente, dentro de la cual se localiza el estuario. En escala de paisaje, las diferencias encontradas entre los ambientes se asociaron principalmente a las diferencias topográficas y a las variaciones que estas generan en las propiedades edáficas. El desempeño de los índices espectrales evaluados varió de acuerdo a las características de cada ambiente. En el arbustal de *C. genistoides*, con mayor proporción de suelo desnudo, los índices ajustados por suelo presentaron un buen desempeño en el monitoreo de la biomasa verde. En el arbustal de *A. patagonica*, especie cuya biomasa se enrojece como respuesta al estrés hídrico, el NDVI mostró buen desempeño en el monitoreo de tres parámetros relacionados entre sí: la proporción de biomasa verde, la biomasa roja y la salinidad. Con los mapas generados a partir de estos índices se identificaron patrones espaciales relacionados con el uso productivo del ambiente como la disminución de la biomasa verde, la disminución de la proporción de biomasa verde y el aumento de la salinidad, en las zonas de mayor carga ganadera.

## ABSTRACT

Perimarine environments occupy the inland margins of coastal zones, above the level of tidal influence. In these environments, a shallow water table fluctuates near the soil surface, under the influence of mean sea level. In perimarine areas under arid and semiarid climates, the combination of low fresh water inputs and high evaporation rates produces extremely high soil salinities, hindering vegetation growth. In this study, two perimarine environments in the Bahía Blanca Estuary, bushes of *Cyclolepis genistoides* and thickets of *Allenrolfea patagonica*, were characterized in terms of their hydrology, soil properties and vegetation (species composition and biomass dynamics). The Bahía Blanca Estuary is located in a climatic transition between dry and humid climates. Firstly, regional climate was analyzed and the spatial and temporal patterns of rainfall variability were characterized. The relationship between vegetation phenology and rainfall variability along this transition zone was studied using land surface phenology metrics derived from MODIS NDVI time series. Considering the regional context of the Estuary, the two perimarine environments were characterized using both field and remote sensing data. In order to analyze landscape patterns of vegetation, biomass, and soil salinity, Landsat images were used, as they provide a higher spatial resolution. The capability of broadband indices derived from this satellite data to monitor vegetation biomass and soil salinity was assessed. Those indices with the best performance were used to map biomass and salinity in each environment. Annual rainfall showed a strong seasonality in the northeast of the region that diminishes towards the southwest. Inter-annual rainfall variability showed the same spatial pattern. Vegetation response to rainfall variability showed higher sensitivity in the zone with intermediate values of mean annual precipitation, in which the Estuary is located. At the landscape scale, differences between both environments were mainly related to their topographic position. Topography controls major edaphic properties which drive, in turn, vegetation dynamics and composition. Regarding broadband spectral indices, both environments responded differently in terms of their suitability for biomass and salinity retrieval. In bushes of *C. genistoides*, the environment with higher proportion of bare soil, soil-adjusted indices showed a good performance for total green biomass retrieval. In thickets of *A. patagonica*, NDVI was suitable for retrieving red biomass of *A. patagonica*, total biomass green ratio and soil salinity, three related parameters, as soil salinization produces *A. patagonica* reddening. The maps generated from spectral indices allowed the identification of spatial patterns of vegetation biomass and soil salinity associated with livestock farming, such as lower green biomass, lower biomass green ratio, and higher soil salinization in areas with higher grazing intensity.

## ÍNDICE

PREFACIO .....	i
DEDICATORIA .....	ii
AGRADECIMIENTOS .....	iii
RESUMEN .....	iv
ABSTRACT.....	v
CAPÍTULO 1. Introducción general.....	1
1.1. Introducción .....	2
1.1.1. Ambientes perimarineros.....	2
1.1.2. Teledetección y herramientas satelitales .....	3
1.1.2.1. Imágenes satelitales .....	3
1.1.2.2. Índices espectrales .....	4
1.1.3. El estuario de Bahía Blanca en un contexto regional .....	5
1.1.3.1. Clima.....	5
1.1.3.2. Vegetación .....	6
1.1.3.3. El estuario de Bahía Blanca, un paisaje costero modelado por la ingresión marina del Holoceno.....	6
1.2. Descripción del contenido de la tesis, hipótesis de trabajo y objetivos .....	9
CAPÍTULO 2. Variabilidad espacial y temporal de las precipitaciones en el centro-este de Argentina y su relación con las variaciones en la fenología de superficie en una escala regional.....	11
2.1. Introducción .....	12
2.2. Metodología .....	13
2.2.1. Precipitación .....	13
2.2.1.1. Análisis de variabilidad.....	13
2.2.1.2. Identificación de años anómalos .....	15
2.2.1.3. Asociación precipitaciones-ENSO.....	16
2.2.2. Dinámica vegetal .....	16
2.3. Resultados .....	18
2.3.1 Precipitaciones.....	18
2.3.1.1. Análisis de variabilidad.....	18
2.3.1.2. Asociación precipitaciones-ENSO e identificación de años anómalos .....	20
2.3.2. Dinámica vegetal .....	21
2.4. Discusión.....	26

CAPÍTULO 3. Caracterización de ambientes perimarineros salinos del estuario de Bahía Blanca en función de la hidrología, las características edáficas y la vegetación .....	30
3.1. Introducción .....	31
3.2. Área de estudio.....	32
3.3. Metodología .....	34
3.3.1. Trabajo de campo .....	34
3.3.1.1. Suelos.....	34
3.3.1.2. Hidrología .....	35
3.3.1.3. Vegetación .....	35
3.3.2. Análisis de datos.....	36
3.4. Resultados .....	37
3.4.1. Caracterización física de los ambientes.....	37
3.4.1.1. Suelos.....	37
3.4.1.2. Hidrología .....	38
3.4.2. Vegetación.....	40
3.5. Discusión.....	47
CAPÍTULO 4. Evaluación de la utilidad de índices espectrales de banda ancha derivados del sensor OLI del satélite Landsat 8 para monitorear la biomasa aérea y la salinidad en ambientes perimarineros del estuario de Bahía Blanca.....	52
4.1. Introducción .....	53
4.2. Metodología .....	55
4.2.1. Procesamiento de imágenes y obtención de datos satelitales .....	55
4.2.2. Espectrorradiometría de campo .....	56
4.2.3. Análisis de datos .....	56
4.2.3.1. Datos satelitales .....	56
4.2.3.2. Relación entre datos satelitales y estimaciones de campo .....	57
4.2.3.3. Espectrorradiometría de campo .....	58
4.3. Resultados .....	59
4.3.1. Datos satelitales .....	59
4.3.2. Relación entre datos satelitales y estimaciones de campo.....	60
4.3.2.1. Índices de vegetación, biomasa y salinidad .....	60
4.3.2.2. Índices de salinidad, salinidad del suelo y salinidad del agua intersticial .....	61
4.3.2.3. Espectrorradiometría de campo .....	63
4.4. Discusión.....	65

CAPÍTULO 5. Aplicación de índices de banda ancha derivados de sensor OLI del satélite Landsat 8 y del sensor TM del satélite Landsat 5 para el estudio de patrones espaciales en la vegetación y la salinidad en una escala de paisaje .....	70
5.1. Introducción .....	71
5.2. Metodología .....	72
5.2.1. Datos .....	72
5.2.1.1. Precipitación .....	72
5.2.1.2. Obtención de datos satelitales .....	72
5.2.2. Análisis de datos .....	73
5.2.2.1. Precipitación .....	73
5.2.2.2. Datos satelitales .....	73
5.3. Resultados .....	74
5.3.1. Precipitación .....	74
5.3.2. Comportamiento espacial y temporal de la salinidad derivada de índices espectrales .....	75
5.3.3. Comportamiento espacial y temporal de la biomasa verde y la proporción de biomasa verde derivadas de índices espectrales .....	78
5.4. Discusión .....	83
CAPÍTULO 6. Síntesis de los resultados y consideraciones finales .....	87
Bibliografía.....	92

## **CAPÍTULO 1**

### **Introducción general**

## 1.1. Introducción

### 1.1.1. *Ambientes perimarinicos*

A lo largo de esta tesis se considerará como ambientes costeros a aquellas porciones del paisaje cuya hidrología está influenciada, directa o indirectamente por el nivel del mar (Nuttle y Portnoy, 1992; Howes et al., 1994). Dentro de esta zona costera se encuentra la franja intermareal, que recibe la inundación directa de las mareas, con duración y frecuencia cada vez menor a medida que aumenta la elevación del terreno. En el margen terrestre de la zona costera, fuera del alcance de las mareas se encuentran los denominados ambientes perimarinicos (Brinson, 1991; Plater y Kirby, 2006).

El término perimarino fue usado por primera vez por Hageman (1969) para referirse a una zona que se encuentra por encima de la influencia directa de las mareas y donde la profundidad del agua subterránea está determinada por el nivel medio del mar. En los ambientes perimarinicos de las zonas de clima húmedo, los aportes de agua de lluvia son abundantes y el nivel de la capa freática se mantiene cercano a la superficie, generando condiciones de inundación o saturación con agua dulce apropiadas para el desarrollo de pantanos boscosos, turberas y marismas de agua dulce (Waller et al., 1999; Gardner et al., 2002). En las zonas de clima más seco, en cambio, donde se combinan los escasos aportes de agua dulce y las altas tasas de evaporación, los ambientes perimarinicos desarrollan salinidades extremas en sus suelos, dificultando el crecimiento de la vegetación y favoreciendo la formación de comunidades halófilas y extensos salitrales (Al-Farraj, 2005; Lokier, 2013; Pratolongo et al., 2019).

La característica distintiva de los ambientes perimarinicos, independientemente del clima es que presentan una capa de agua subterránea que fluctúa muy cerca de la superficie. En general, el nivel de la capa freática copia en forma suavizada la superficie del terreno pero las pendientes, quiebres de pendiente y curvaturas generan sistemas de flujo de agua subterránea que determinan la presencia de sitios de descarga (Tóth, 1963). En estos sitios, la capa freática intercepta el nivel de la superficie desarrollando zonas de saturación o inundación, que pueden ser permanentes, temporarias o intermitentes.

En los ambientes perimarinicos de clima semiárido, con aportes intermitentes de agua dulce, el desarrollo de condiciones de saturación se encuentra limitado a períodos de lluvias excesivas. La alta evaporación, además, facilita el ascenso capilar de agua subterránea desde una capa freática que se encuentra cercana a la superficie. En el caso particular del área de estudio, el origen marino del subsuelo determina la presencia de abundantes sales almacenadas a lo largo del perfil. El flujo de agua subterránea a lo largo de las distintas capas estratigráficas tiene la capacidad de disolver estas sales (Salama et al., 1999) y esto conduce al desarrollo de una capa freática que puede volverse

extremadamente salina en algunas porciones del paisaje (Krüger, 1989; Piovan, 2016). El ascenso capilar de agua salina, a su vez, favorece la depositación y concentración de sales sobre la superficie del suelo.

Por otro lado, la inundación esporádica de estos ambientes permite la presencia de humedales efímeros (Piovan, 2016), reconocibles por los suelos hídricos y la acumulación de sales más solubles que el yeso en los 30 cm superficiales del perfil (Boettinger, 1997). Debido a las condiciones climáticas a las cuales se encuentran sometidos, estos humedales pueden permanecer secos durante varios años y reactivarse en años lluviosos, durante períodos húmedos. Gracias a esta naturaleza intensamente dinámica, estos humedales esporádicos pueden ser utilizados como indicadores de cambio climático o de variaciones en los regímenes de precipitación (Pratolongo et al., 2016).

### ***1.1.2. Teledetección y herramientas satelitales***

#### ***1.1.2.1. Imágenes satelitales***

La teledetección o sensoramiento remoto es la adquisición de información de un objeto o fenómeno sin entrar en contacto directo con el mismo. La distancia que separa al objeto del sensor puede ser tan pequeña como unos pocos centímetros, como es el caso de la utilización de una cámara fotográfica, o tan grande como cientos de kilómetros, como es el caso de la teledetección satelital. A su vez, la información obtenida a través de la teledetección puede corresponder a un registro puntual y sin referencias espaciales, como es el caso de las observaciones *in situ* con espectrorradiómetros de campo, o puede adquirirse información en una matriz bidimensional, en donde cada punto de la matriz se corresponde con un punto geográfico de la superficie terrestre. En este último caso, cuando el sensor se encuentra a bordo de una plataforma satelital los registros son imágenes satelitales.

Entre las posibilidades que ofrece el sensoramiento remoto satelital existe una gama amplia de opciones. Los sensores varían, por ejemplo, en su resolución espacial (mínima unidad de superficie de la que captan información) y su resolución temporal (frecuencia de revisita). Otra fuente de variabilidad es la resolución espectral, que se define por el número de bandas o zonas del espectro electromagnético en las que registran información y por el ancho de las mismas. De acuerdo a su resolución, pueden ser multiespectrales (registran un número reducido de bandas) o hiperespectrales (registran información en decenas o incluso cientos de bandas). La selección del tipo de imágenes a utilizar de acuerdo con su resolución espacial, temporal y espectral dependerá del tipo de estudio que desee realizarse.

Las imágenes satelitales ofrecen una herramienta única para el monitoreo de la superficie terrestre especialmente en estudios que requieren seguimiento durante períodos de tiempo prolongados. Las estimaciones de campo de parámetros asociados a la dinámica de la vegetación y el

suelo, suelen ser ineficientes, demandan mucho tiempo y, con frecuencia, presentan dificultades en cuanto a la accesibilidad de los sitios. Numerosos autores han hecho hincapié en las ventajas que presenta el uso de imágenes satelitales (Weiss et al., 2004; Bradley et al., 2007; Atzberger, 2013; Pettorelli, 2013; Yengoh et al., 2014; Abelen et al., 2015) como su capacidad para cubrir grandes superficies (Lumbierres et al., 2017), su bajo costo (Atzberger, 2013) y la alta frecuencia de revisita que permiten. A su vez, la continuidad y longitud de registro que ofrecen este tipo de tecnologías permite generar series de tiempo lo suficientemente largas como para reconstruir tendencias históricas y facilitar el estudio de las modificaciones ocurridas en la superficie terrestre derivadas de variaciones climáticas decadales (Tucker, 1986; Maselli et al., 1993; Peters y Eve, 1995; Karnieli y Dall'Olmo, 2003; Symeonakis y Drake, 2004; Olsson et al., 2005; Fensholt et al., 2012).

#### *1.1.2.2. Índices espectrales*

A lo largo del tiempo se han desarrollado numerosos índices espectrales que consisten en operaciones matemáticas entre las distintas bandas de las imágenes satelitales. Estos índices han sido desarrollados para condensar la información de distintas zonas del espectro en valores únicos que faciliten la detección e identificación de características o eventos de la superficie terrestre. La utilidad de los índices se basa en la relación que existe entre las propiedades físicas de las superficies y el comportamiento espectral de las mismas. En particular, los índices de vegetación o índices verdes son índices que presentan estrecha relación con las características biofísicas de las plantas como la productividad primaria, la biomasa verde y el índice de área foliar (Tucker y Sellers, 1986; Paruelo et al., 1997; Paruelo et al., 2000; Schmidt y Karnieli, 2000; Wang et al., 2004; Paruelo et al., 2004; Weiss et al., 2004; Piñeiro et al., 2006; Mbow et al., 2013).

Uno de los índices verdes más utilizados para el monitoreo remoto de la cubierta vegetal ha sido el NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada, Rouse et al., 1974). Este índice se basa en la absorción diferencial de la canopia en las distintas porciones del espectro electromagnético. La clorofila, el principal pigmento fotosintético de las plantas, absorbe la energía en las porciones azul y roja del espectro visible. Las estructuras celulares presentes en el interior de la hoja reflejan y dispersan la radiación solar correspondiente al infrarrojo cercano. El NDVI combina la información proveniente de las porciones roja e infrarroja del espectro y permite estimar variables relacionadas con la productividad vegetal (Tucker, 1979).

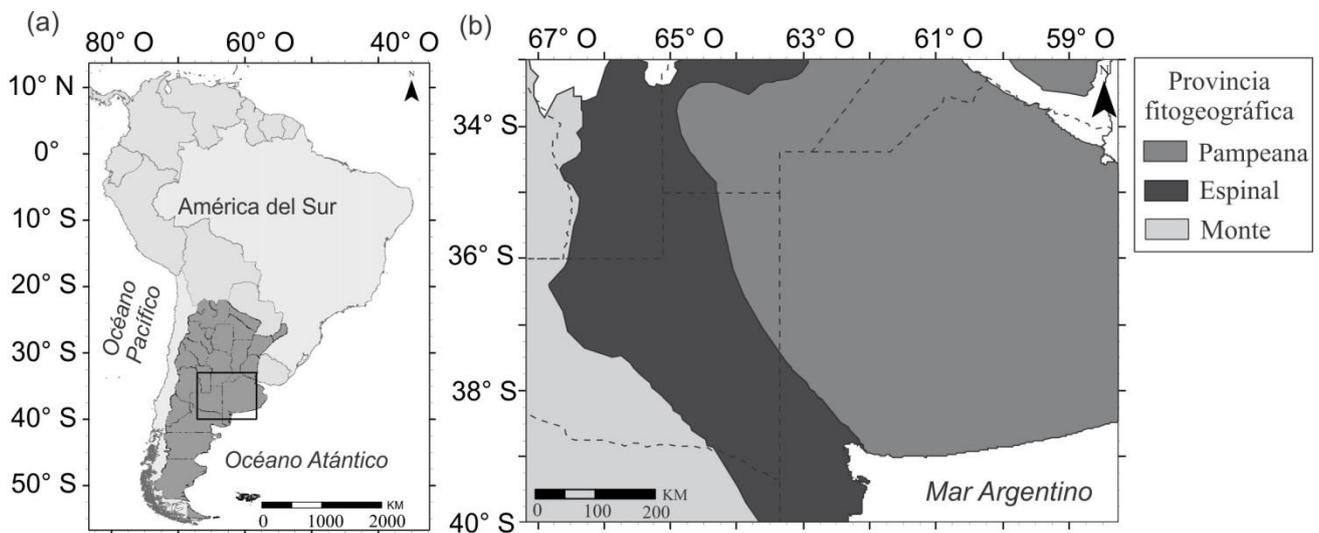
Hoy en día, la constante disponibilidad de imágenes con alta periodicidad y la gran variedad de sensores disponibles presenta una posibilidad única para el análisis detallado de los cambios que ocurren en la superficie terrestre (Wang et al., 2003), como los cambios en la cubierta vegetal, el uso del suelo y la productividad en ambientes naturales y cultivados, y el monitoreo de la ocurrencia de

eventos extremos como sequías, inundaciones, incendios y desertificación (Shalaby y Tateishi, 2007; Kundu y Dutta, 2011; Barbosa et al., 2013; Pathirana et al., 2015).

### 1.1.3. El estuario de Bahía Blanca en un contexto regional

#### 1.1.3.1. Clima

El estuario de Bahía Blanca se ubica en el centro-este de Argentina. Para analizar el marco regional en el que se ubica el área de estudio se consideró una zona (33° S a 40° S y 58° O a 67° O) que abarca una amplia porción de las provincias de La Pampa, Buenos Aires y San Luis y porciones marginales del sur de las provincias de Santa Fe y Córdoba y del noreste de Río Negro (Figura 1.1 (a)). De acuerdo a la clasificación climática de Köppen-Geiger (Peel et al., 2007), el estuario se encuentra en una región de transición climática entre un clima templado oceánico y un clima árido frío que incluye zonas de clima subtropical húmedo y semiárido frío. Esta transición climática presenta un gradiente de precipitación media anual que va desde los 1100 mm en el noreste reduciéndose a 200 mm en el sudoeste de la región. Las temperaturas medias anuales varían, en sentido norte-sur desde 16-17 °C en la parte norte hasta 14-15 °C en el sector sur.



**Figura.1.1.** (a) Ubicación geográfica del área de estudio en el centro este de Argentina. (b) Detalle de las provincias fitogeográficas presentes dentro de la región de estudio según Cabrera (1971).

En esta región, las precipitaciones muestran una gran variabilidad interanual que ha sido relacionada con el fenómeno de El Niño Oscilación del Sur (ENSO) (Forte Lay y Aiello, 2001; Scian, 2002; Rivera y Penalba, 2015). ENSO es un fenómeno natural que resulta de la interacción entre anomalías en la temperatura superficial del Océano Pacífico ecuatorial y cambios en la presión atmosférica sobre este sector del océano. Las fases cálidas del ciclo ENSO (temperatura superficial

del mar superior a la media en el Pacífico ecuatorial) se denominan El Niño y las fases frías (temperatura superficial del mar menor a la media en el Pacífico ecuatorial), La Niña. En la región de estudio, los eventos Niño se asocian a anomalías positivas de precipitación (exceso) mientras que los eventos Niña se asocian a anomalías negativas (déficit). A su vez, se ha visto que éste fenómeno afecta principalmente la precipitación durante la primavera y el verano (Scian, 2002).

#### *1.1.3.2. Vegetación*

La cubierta vegetal a lo largo de la región se encuentra estrechamente relacionada con el gradiente de precipitación, abarcando porciones de 3 provincias fitogeográficas (Figura 1.1 (b)). La más representada es la provincia fitogeográfica Pampeana que cubre la mitad este de la región, y se caracteriza por una cobertura vegetal de estepa de gramíneas. Rodeando esta provincia, se encuentra la provincia fitogeográfica del Espinal cuya cobertura vegetal comprende estepas gramíneas, matorrales de arbustos y bosques xerófilos. Esta provincia ha sido considerada como una zona de transición entre la provincia fitogeográfica Pampeana y la provincia fitogeográfica del Monte, la tercera representada en el área. Esta última abarca la porción oeste-sudoeste de la región y sus formaciones vegetales características son la estepa arbustiva y los matorrales. También son frecuentes en la región las comunidades edáficas como estepas psamófilas y halófilas (Cabrera, 1971).

Actualmente, la mayor parte de la superficie de la región se encuentra bajo uso productivo. Las principales actividades desarrolladas son la producción agrícola, especialmente en el sector correspondiente a la provincia fitogeográfica Pampeana, con predominio del cultivo de secano, y la ganadería extensiva, sostenida por vegetación natural o semi natural en los sectores correspondientes al Espinal y el Monte y al centro este de la provincia fitogeográfica Pampeana (Bilenca et al., 2012; Frank y Viglizzo, 2012). También se encuentran esquemas de producción mixtos de cultivo-ganadería incluyendo pasturas en rotación con trigo, girasol y maíz (Hall et al., 1992).

#### *1.1.3.3. El estuario de Bahía Blanca, un paisaje costero modelado por la ingesión marina del Holoceno*

Dentro de la región centro este de la Argentina, en el sur de la provincia de Buenos Aires, se encuentra el estuario de Bahía Blanca. Desde el punto de vista ambiental, este estuario es un complejo sistema de humedales, con una zona de influencia estuarial que ocupa un área total de aproximadamente 2.500 km<sup>2</sup> (Melo, 2004). Este sistema se caracteriza por una serie de canales mayores, con dirección predominante noroeste-sudeste y extensas planicies de marea, marismas e islas, disectadas por una intrincada red de canales de marea más pequeños (Pratolongo et al., 2013).

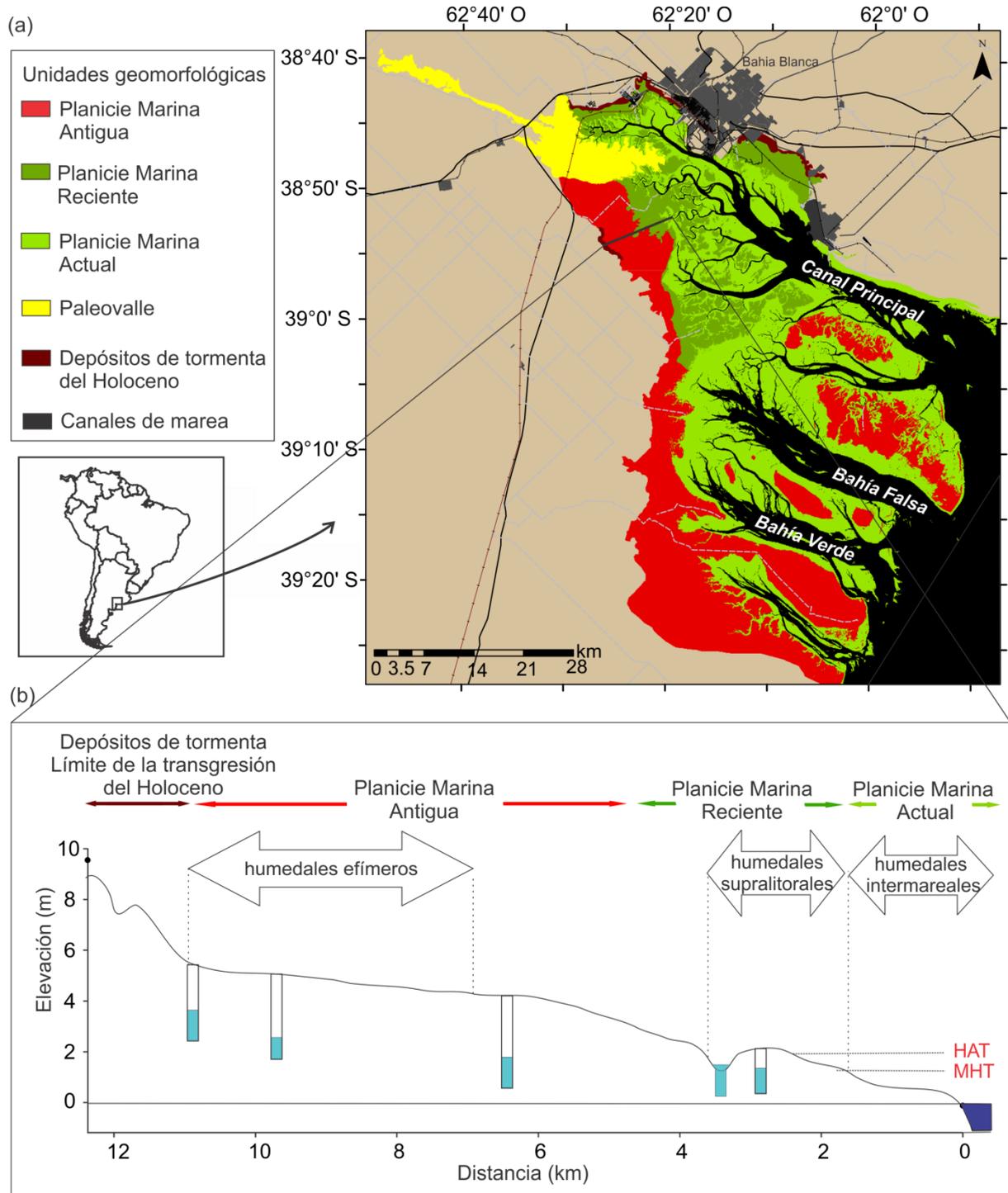
En el sector norte del estuario se ubica el Canal Principal, que constituye la principal vía navegable de acceso al sistema portuario de Bahía Blanca. Hacia el sur se destacan otros canales de menor longitud, como Bahía Falsa y Bahía Verde (Figura 1.2 (a)). Los aportes permanentes de agua dulce que recibe el estuario corresponden a los ríos Sauce Chico y Napostá Grande que desembocan sobre el veril norte del Canal Principal. Si bien la descarga media de estos tributarios es reducida (1,9 y 0,8  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  de caudal anual medio, respectivamente), sus valores presentan grandes variaciones asociadas con la variabilidad climática pudiendo aumentar drásticamente en períodos de lluvias abundantes (Piccolo, 2008).

El paisaje costero del área de estudio ha sido fuertemente modelado por la ingesión marina ocurrida durante el Holoceno que afectó toda la costa atlántica de Argentina. La evidencia de los cambios en el nivel del mar durante el Holoceno se reconoce en los abundantes depósitos elevados que se formaron durante el máximo transgresivo, hace aproximadamente 6000 años y las extensas geoformas de origen marino que actualmente ocupan la zona costera. En el margen noroeste del estuario, el límite de la ingesión está demarcado por un desnivel pronunciado de entre 3 m y 5 m de altura sobre el nivel actual del mar. En la base de esta escarpa se encuentran abundantes cordones de conchilla, correspondientes a depósitos de tormenta formados durante el máximo transgresivo (Farinati, 1983).

Desde la escarpa hacia el veril sur del Canal Principal se extienden dos terrazas de origen marino que, con elevación decreciente, indican distintas etapas durante la fase regresiva (González-Urriarte, 1984; Pratolongo et al., 2017). La Planicie Marina Antigua (PMA) se ubica en la base de la escarpa y se habría formado en una edad cercana al máximo transgresivo, hace aproximadamente 6000 años. Su superficie presenta un relieve prácticamente plano con una elevación promedio de 5 m sobre el nivel del mar actual. La Planicie Marina Reciente (PMR), ubicada a una elevación de entre 2 m y 3 m sobre el nivel del mar actual se formó en una segunda etapa, con un nivel del mar en descenso. Esta unidad presenta un mosaico topográfico de zonas más altas y depresiones elongadas que corresponden a antiguos canales de marea (Krüger, 1989; Pratolongo et al., 2017). Finalmente, la suave pendiente de esta unidad crea una transición gradual hacia la Planicie Marina Actual (PMP), la cual comprende la zona de influencia efectiva de las mareas, y permite la presencia de marismas, canales y planicies de marea sometidos a la dinámica estuarial actual (Piovan, 2016; Pratolongo et al., 2016).

Dentro de la PMA, se distingue una zona en la base de la escarpa que presenta una capa freática de alta salinidad, cuyo nivel fluctúa muy cerca de la superficie del terreno. En este sector se desarrolla una zona de descarga, alimentada por la infiltración de agua desde las zonas altas circundantes. En los períodos de lluvias en exceso, esta zona de la PMA desarrolla condiciones de

saturación y encharcamiento a causa del aumento de nivel de la capa freática. Durante los períodos de escasas precipitaciones, la capa freática se mantiene a una profundidad de entre 1 m y 3 m por debajo de la superficie (Piovan, 2016).



**Figura 1.2.** (a) Unidades geomorfológicas del estuario de Bahía Blanca descritas por Piovan (2016). (b) Tipos de humedales a lo largo del perfil topográfico de las unidades y niveles de la capa

freática registrados por la autora para la fecha 06-05-2013. El cero indica el nivel medio del mar. HAT: pleamar de sicigia. MHT: nivel medio de las pleamares. Modificados de Piovan (2016).

## 1.2. Descripción del contenido de la tesis, hipótesis de trabajo y objetivos

La hipótesis general propuesta para esta tesis es que, a nivel regional, la dinámica de la vegetación está dominada por los factores climáticos, principalmente por la abundancia y la estacionalidad de las precipitaciones, y que, a nivel de paisaje, las determinantes climáticas están moduladas por las características hidrogeomórficas, edáficas y de uso del suelo, propias de cada sitio.

En este contexto, el objetivo general de este trabajo fue describir, en distintas escalas de análisis, la dinámica de la vegetación y su relación con la variabilidad en las precipitaciones, las condiciones edáficas y los patrones de uso del suelo. Para lograr este objetivo se evaluaron y aplicaron distintas herramientas derivadas de datos satelitales. En función del objetivo general, se consideraron distintos objetivos particulares que fueron abordados en los distintos capítulos.

Los objetivos del capítulo 2 fueron: (1) analizar la variabilidad espacial y temporal de la precipitación en la región de transición del centro-este de Argentina dentro de la cual se ubica el estuario de Bahía Blanca, (2) caracterizar la dinámica de la cubierta vegetal de la región en base a su fenología y (3) estudiar la influencia de la variabilidad climática sobre la dinámica de la vegetación en esta escala. Para cumplir con estos objetivos, se derivaron parámetros fenológicos de superficie a partir de series de tiempo de NDVI y se evaluó el comportamiento espacial de estos parámetros así como su variación en situaciones hídricas contrastantes.

La hipótesis de trabajo considerada en este capítulo fue que, a lo largo del gradiente de precipitación de la región, la vegetación resulta más sensible a las variaciones climáticas en las zonas que presentan valores intermedios de precipitación media anual.

En el capítulo 3, se planteó como objetivo caracterizar dos ambientes perimarineros salinos del estuario de Bahía Blanca, el arbustal de *Allenrolfea patagonica* y el arbustal de *Cyclolepis genistoides*, en función de la hidrología, las características edáficas y la vegetación. Para esto, se utilizaron estimaciones de campo de las distintas variables y se buscó evaluar la relación entre la composición y la dinámica de la vegetación y los factores ambientales locales (salinidad e hidrogeomorfología) como posibles determinantes.

La hipótesis de trabajo formulada para este capítulo fue que las diferencias topográficas en una escala de paisaje producen importantes cambios en las propiedades edáficas, los cuales, a su vez, condicionan el tipo de vegetación que se encuentra en los distintos ambientes y la dinámica de la biomasa.

El objetivo del capítulo 4, fue evaluar la utilidad de diferentes índices espectrales para el monitoreo de la salinidad del suelo y la biomasa vegetal en estos mismos ambientes. Con este objetivo, se caracterizó, la relación entre la respuesta espectral de la superficie (considerando datos satelitales y observaciones *in situ*) y las variables biofísicas estudiadas (biomasa y salinidad del suelo).

Para este capítulo se plantearon dos hipótesis. La primera fue que la respuesta espectral de la superficie varía de acuerdo a la composición de especies y a la cantidad de biomasa que presenta la cubierta vegetal. La segunda hipótesis considerada fue que la cobertura de suelo desnudo y la salinidad tienen un efecto significativo en la respuesta espectral de la superficie que interfiere con la respuesta espectral de la vegetación.

En el capítulo 5, se planteó como objetivo estudiar la dinámica espacial y temporal de la vegetación y la salinidad en el arbustal de *A. patagonica* y el arbustal de *C. genistoides* y su relación con la variabilidad en las precipitaciones y el uso del suelo. Para cumplir con este objetivo se generaron mapas de salinidad del agua intersticial, biomasa verde y proporción de biomasa verde utilizando los índices espectrales identificados en el capítulo anterior como adecuados para el monitoreo de estas variables.

Las hipótesis de trabajo de este capítulo fueron dos. La primera fue que la variabilidad espacial en una escala de paisaje de las tres variables consideradas está relacionada con el uso del suelo al que se encuentra sometido el ambiente. La segunda hipótesis propuesta fue que los patrones espaciales de las tres variables estudiadas varían en situaciones hídricas contrastantes (año húmedo y año seco).

Por último, en el capítulo 6, se realizó una síntesis e integración de los resultados más relevantes y se consideraron los alcances y limitaciones del trabajo realizado.

## **CAPÍTULO 2**

**Variabilidad espacial y temporal de las precipitaciones en el centro-este de Argentina y su relación con las variaciones en la fenología de superficie en una escala regional**

## 2.1. Introducción

Las zonas de transición entre ambientes húmedos y áridos son profundamente sensibles a las variaciones climáticas (Ruiz-Sinoga et al., 2012). En estas zonas, pequeñas fluctuaciones en la precipitación pueden generar grandes cambios en la cantidad de agua disponible, un factor clave en el desarrollo de la actividad biológica general del sistema (Lázaro et al., 2001). En particular, el crecimiento y desarrollo de las plantas se encuentra estrechamente acoplado a la disponibilidad de agua (Fravolini et al., 2005; Liu et al., 2012; Gamon et al., 2013; Fan et al., 2016) y, como resultado, el ciclo fenológico de la vegetación está controlado principalmente por las precipitaciones (Kramer et al., 2000; Bobée et al., 2012). Dado que el patrón estacional de la vegetación es sensible a la variabilidad climática, los registros fenológicos pueden ser usados para evaluar el efecto de esta variabilidad sobre la vegetación (Tan et al., 2011). Distintos eventos del ciclo de vida de las plantas, como el inicio de la estación de crecimiento, la madurez, la senescencia y la inactividad, son disparadas por señales climáticas (Körner y Basler, 2010). Por ejemplo, en ecosistemas áridos y semiáridos, el crecimiento de hojas y tallos y la floración pueden ser impulsados por el inicio de la estación lluviosa y la senescencia y la abscisión por la reducción de la humedad del suelo (Borchert, 1994; Hwang et al., 2014; Dannenberg et al., 2015).

Las series de tiempo de NDVI se han utilizado en numerosas ocasiones para estimar parámetros fenológicos a partir de datos satelitales (Piao et al., 2006; Reed, 2006; Hermance et al., 2007; Tan et al., 2008; Hmimina et al., 2013). De esta manera, el NDVI puede ser utilizado para evaluar los cambios en la fenología de superficie asociados a la variabilidad climática. En este contexto, resulta importante establecer las diferencias entre dos conceptos similares relacionados a la dinámica vegetal: la fenología vegetal y la fenología de superficie. La definición tradicional de fenología vegetal refiere al estudio de fenómenos naturales estacionales a partir de observaciones directas sobre individuos o especies. Sin embargo, el patrón estacional de variación estudiado a partir de datos satelitales de superficies vegetadas (fenología de superficie) difiere de la fenología tradicional en que los datos analizados constituyen información agregada, cuya superficie de agregación corresponde a la escala espacial del tipo de imagen satelital utilizada (Reed et al., 2009).

En este capítulo se analizaron los patrones de variabilidad climática y fenológica de la región centro-este de Argentina ( $33^{\circ}$  S a  $40^{\circ}$  S y  $58^{\circ}$  O a  $67^{\circ}$  O). Como se describió en la introducción general, el estuario de Bahía Blanca se encuentra dentro de esta región de transición climática, que incluye zonas de clima templado oceánico hacia el noreste, clima subtropical húmedo y semiárido frío en el centro y clima árido frío hacia el sur (Figura 2.1 (a), Peel et al., 2007). Dentro de la región considerada, la precipitación media anual varía desde los 1100 mm en el noreste hasta a 200 mm en

el sudoeste, lo que genera un fuerte gradiente en la cantidad de agua disponible para el crecimiento de la vegetación.

Los objetivos de este capítulo fueron: (1) estudiar la variabilidad en las precipitaciones a lo largo de esta región de transición entre climas húmedo y árido, (2) caracterizar la dinámica de la cubierta vegetal de la región utilizando parámetros fenológicos derivados del análisis de series temporales de NDVI y (3) evaluar las diferencias en la dinámica vegetal en situaciones hídricas contrastantes (años húmedos y años secos) a lo largo del gradiente climático.

La hipótesis de trabajo formulada para este capítulo es que a lo largo del gradiente de precipitación de la región centro-este de Argentina la vegetación presenta una respuesta diferencial a las anomalías en las precipitaciones. Se plantea que la vegetación será más sensible a estas variaciones en las zonas que presentan valores intermedios de precipitación media anual, fuera de los extremos húmedo y seco.

Bajo esta hipótesis, las variables fenológicas consideradas mostrarán una mayor diferencia entre años húmedos y secos en una zona intermedia dentro del gradiente geográfico. Se espera que en el extremo húmedo del gradiente, donde la disponibilidad de agua no es un factor limitante, la vegetación muestre una respuesta menor a las precipitaciones en exceso. En el extremo seco del gradiente, donde la vegetación dominante está adaptada a las condiciones áridas, se espera una menor respuesta al déficit hídrico en años secos.

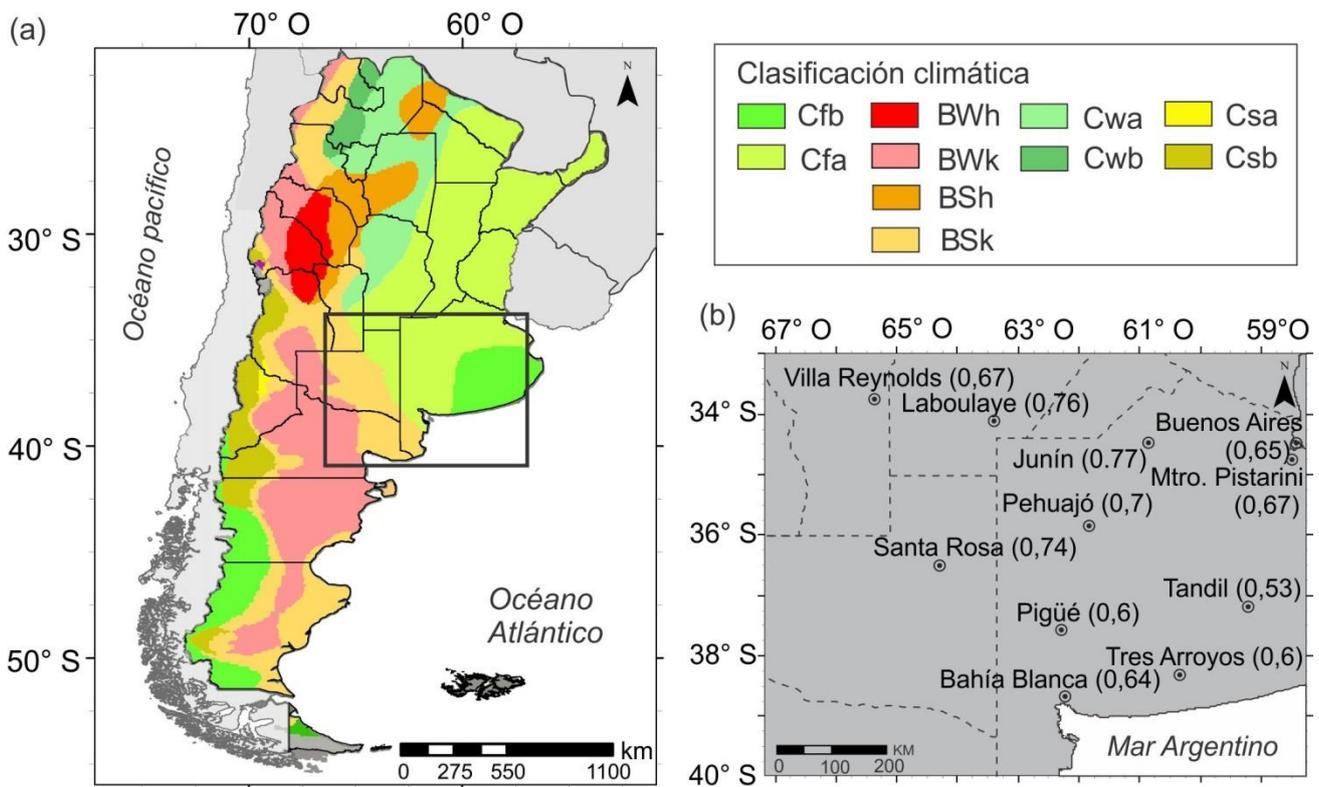
## **2.2. Metodología**

### **2.2.1. Precipitación**

#### *2.2.1.1. Análisis de variabilidad*

Para estudiar el comportamiento de las precipitaciones a escala regional, se utilizaron valores de precipitación mensual del período 1961-2013 (CRU TS3.22 de *Climatic Research Unit (CRU) Time-Series (TS) Version 3.22*) obtenidos de la página del CEDA (*Centre for Environmental Data Archival*, <http://badc.nerc.ac.uk/>) en forma de grillas mensuales en coordenadas geográficas (latitud-longitud) de 0,5° de resolución espacial. Estas grillas son generadas a partir de la interpolación lineal de observaciones mensuales provenientes de estaciones meteorológicas a nivel mundial (Harris et al., 2014). Para evaluar la confiabilidad de los datos grillados, se realizó un análisis de correlación entre éstos y los valores de precipitación provenientes de estaciones meteorológicas locales obtenidos de la página de la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*, <https://www.ncdc.noaa.gov/>). De un total de 22 estaciones disponibles dentro del área de estudio, se seleccionaron para realizar el análisis aquellas con una mayor longitud y continuidad de registro,

teniendo en cuenta, al mismo tiempo, que su distribución espacial ofreciera una buena cobertura de la región (Figura 2.1 (b)). Quedaron seleccionadas así 11 estaciones.



**Figura 2.1.** (a) Mapa de climas de Argentina según la clasificación climática de Köppen-Geiger actualizada por Peel et al. (2007) y ubicación geográfica de la región de transición en el centro este del país (modificado de Peel et al. (2007)). Climas: Cfb: templado oceánico; Cfa: subtropical húmedo; BWk: árido frío; BWh: árido cálido; BSk: semiárido frío; BSh: semiárido cálido; Cwa: subtropical con invierno seco y verano cálido; Cwb: subtropical con invierno seco y verano suave; Csa: mediterráneo con verano cálido; Csb: mediterráneo con verano suave. (b) Ubicación de las 11 estaciones meteorológicas utilizadas para evaluar la confiabilidad de los datos grillados de precipitación. Acompañando al nombre de la estación se indica el valor del coeficiente de correlación obtenido en el análisis de correlación entre los datos grillados y el registro de precipitación de las estaciones.

Para el análisis espacio-temporal de los datos grillados de precipitación se consideraron dos pretratamientos distintos. El primer tratamiento consistió en centrar los valores de precipitación restando a cada valor mensual de la serie de tiempo de cada punto de la grilla su propia media anual (estimada para todo el período de registro), con el fin de excluir del análisis el mencionado gradiente regional que presenta la precipitación media anual. El segundo tratamiento aplicado consistió en

normalizar los valores de precipitación restando a cada valor la media mensual de ese punto (estimada para todo el período de registro) y dividiéndolo por la desviación estándar mensual correspondiente, obteniéndose así series tiempo, para cada punto, en las que se eliminan las tendencias estacionales y se resaltan las anomalías de precipitación.

En busca de patrones espaciales de variabilidad temporal recurrente se realizaron análisis de funciones empíricas ortogonales (EOF) independientes sobre cada set de datos obtenido como resultado de los pretratamientos. Con este tipo de análisis, una señal espacio-temporal (como es una serie temporal de grillas georreferenciadas) es dividida en una serie de funciones empíricas ortogonales (EOFs) que describen el patrón espacial básico de la señal. Los coeficientes correspondientes a cada una de estas EOF son denominados componentes principales (PCs) y describen el comportamiento temporal de la señal. El primer modo de la serie, es decir el primer par EOF-PC, describe el comportamiento dominante de la señal. Los modos siguientes tienen importancia decreciente (Preisendorfer, 1988).

El grado de correspondencia entre la serie temporal de cada celda de la grilla y los componentes obtenidos en el análisis está representado por los coeficientes de correlación ( $\rho$ ), que se muestran en las imágenes de las EOF. Así, un valor alto de correlación indica que el comportamiento temporal de la precipitación en ese punto es similar al descrito por el PC correspondiente, mientras que, valores bajos de correlación indican que el comportamiento temporal de la precipitación está pobremente representado por el PC correspondiente. Sobre los componentes obtenidos, se evaluó la periodicidad de la señal con wavelets continuas siguiendo a Grinsted et al. (2004). Este método expande la serie de tiempo en un espacio tiempo-frecuencia que permite detectar periodicidades localizadas o intermitentes a lo largo del tiempo.

#### *2.2.1.2. Identificación de años anómalos*

Para identificar los años secos y húmedos del período 2000-2013 (período abarcado por la serie de tiempo de NDVI) se utilizó el índice de precipitación estandarizado (SPI, Mckee et al., 1993). Este índice mide la diferencia entre la precipitación acumulada para un período de meses seleccionado (12 meses en este caso, SPI12) y el promedio histórico correspondiente a ese período. El SPI12 se estimó para cada año contrastando el promedio de la precipitación anual de toda la región para ese año y el promedio de la precipitación anual de la región para la totalidad de la serie. De esta manera, se obtuvo un valor de SPI12 regional para cada año. Luego se dividieron los años en terciles pudiendo identificar así los cuatro más húmedos (mayor valor de SPI12) y los cuatro más secos (menor valor de SPI12) en promedio para toda la región.

### 2.2.1.3. Asociación precipitaciones-ENSO

Para evaluar la asociación entre las lluvias y el fenómeno ENSO a lo largo de la región, se realizaron análisis de correlación entre la precipitación acumulada durante períodos de tiempo variables y los índices ONI y SOI (índice oceánico el niño e índice de la oscilación del sur, respectivamente). Los valores del ONI representan medias móviles trimestrales; en el caso del SOI se utilizaron las medias móviles de 3 meses. Teniendo en cuenta lo reportado por trabajos anteriores para el área de estudio, se evaluaron diferentes períodos de acumulación de lluvia (de 1 a 6 meses de acumulación) entre los meses de octubre y marzo por ser el período de mayor efecto del fenómeno sobre las precipitaciones.

Se incorporaron además al análisis, distintos tiempos de retraso entre los índices considerados (ONI y SOI) y el período de acumulación de las precipitaciones (entre 1 y 4 meses de retraso) utilizando como guía los tiempos reportados en la bibliografía. El retraso se midió entre el mes inicial de la ventana usada para la media móvil trimestral de los índices y el mes inicial del período de acumulación de la precipitación. A partir de este análisis se generó un mapa de asociación entre el fenómeno ENSO y la precipitación utilizando la combinación de índice-retraso-período de meses de acumulación que mostró mejor correlación (mayor  $\rho$ ) en promedio, para toda la región. A su vez, para cada celda de la grilla se estudió la significancia de la correlación ajustando el análisis de manera tal de limitar a un nivel global de 5 % la probabilidad de asignar erróneamente condición de significativa a una o más correlaciones locales (Wilks, 2006, 2016).

### 2.2.2. Dinámica vegetal

Para analizar la dinámica vegetal se utilizaron series de tiempo del índice verde NDVI desde el año 2000 a 2013 extraídas del producto MOD13Q1 del sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) a bordo del satélite Terra que corresponde a compuestos de 16 días con una resolución espacial de 250 m. Estos compuestos se producen a partir de imágenes diarias de reflectancia en superficie. Para obtener valores de reflectancia en superficie, las imágenes de radiancia son sometidas a un proceso de corrección atmosférica basado en el código 6S de transferencia radiativa, que considera la absorción y dispersión de aerosoles y gases atmosféricos. En forma adicional, el algoritmo considera efectos de adyacencia causados por las variaciones de cobertura de la superficie, el acople radiativo entre la atmósfera y la función de distribución de reflectancia bidireccional y la contaminación por nubes del tipo cirros (Vermote y Vermeulen, 1999).

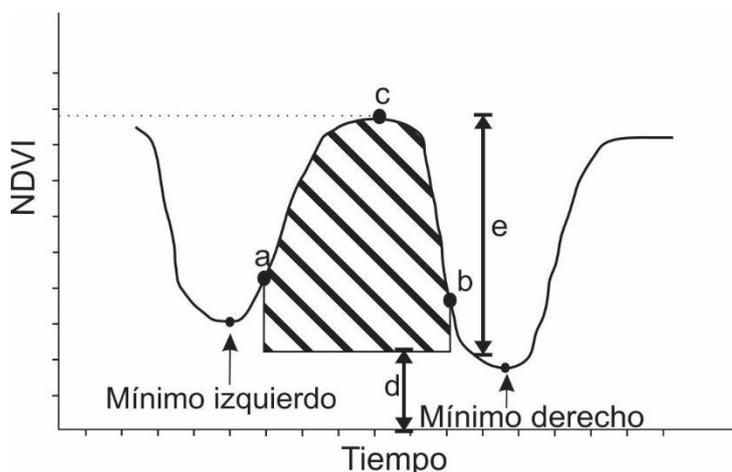
El compuesto de 16 días se obtiene a partir de un algoritmo de selección que identifica, para cada píxel, los mayores valores de NDVI dentro de la serie de 16 días y entre estos elige el que presenta menor ángulo de observación del satélite (el más cercano al nadir). La mejor observación

del período, es decir la que combina un valor alto de NDVI con un valor bajo de ángulo de observación, es retenida para representar el valor de ese píxel en el compuesto. Los productos de MODIS fueron obtenidos de la página web del USGS (*United States Geological Survey*, <https://earthexplorer.usgs.gov/>).

Para extraer los parámetros fenológicos de la serie de NDVI se utilizó el programa TIMESAT versión 3.1.1 (Jönsson y Eklundh, 2002, 2004; Eklundh y Jönsson, 2011). Los datos fueron modelados estacionalmente con una función Gaussiana asimétrica utilizando un ajuste no lineal de cuadrados mínimos. En este método, el programa ajusta funciones locales alrededor de los máximos y los mínimos y luego las fusiona para obtener la función global. El ajuste se realiza en dos pasos sucesivos, de manera de reducir la influencia de los valores con sesgo negativo causado por la influencia atmosférica persistente. El proceso descrito siempre arroja un máximo primario, indicando una única estación de crecimiento anual, pero es capaz de detectar máximos secundarios, es decir una segunda estación de crecimiento en el año, cuando la relación entre ambos máximos supera el umbral establecido por el usuario (fijado en 0,5 para este trabajo).

Los parámetros fenológicos estimados fueron: inicio de la estación de crecimiento, amplitud de la curva estacional del NDVI (amplitud del NDVI), integral del NDVI y máximo valor de la curva estacional del NDVI (NDVI máximo, Figura 2.2). Para cada parámetro estimado se realizó un promedio entre los valores correspondientes a años húmedos y a años secos de manera de obtener para cada parámetro un valor correspondiente a cada condición (condición húmeda -H- y condición seca -S- respectivamente).

A su vez, para cada parámetro se estimó la media general de todo el período (2000-2013). Con estos valores se calcularon y mapearon las anomalías para cada parámetro como la diferencia entre cada condición (H o S) y la media general. También se estimaron las diferencias entre H y S obteniéndose imágenes cuyos valores representan la diferencia entre los parámetros en situaciones hídricas contrastantes. Para distinguir diferencias significativas entre las dos condiciones se utilizó el desvío estándar propio de cada imagen. Se consideró diferencia no significativa ( $H = S$ ) a los valores que se encontraron dentro del rango de un desvío estándar (DE) alrededor del cero ( $\pm DE$ ). En los casos en que la diferencia fue significativa, es decir que presentó valores por fuera del rango establecido, se asignó la condición  $H > S$  (mayores valores en la condición húmeda) a las diferencias positivas por encima de 1 DE y  $H < S$  (mayores valores en la condición seca) a las diferencias negativas por debajo de -1 DE.



**Figura 2.2.** Diagrama de los parámetros fenológicos estimados por el programa TIMESAT. El inicio de la estación de crecimiento (a) indica el momento en el que la curva ascendente supera un cierto nivel de su recorrido entre el mínimo izquierdo y el máximo de la estación de crecimiento (c), nivel que puede ser especificado por el usuario (establecido en 50 % en este trabajo). Contrariamente, el fin de la estación de crecimiento (b) indica el momento en el que la curva descendente cae por debajo de un cierto nivel en su recorrido entre el máximo de la estación de crecimiento y el mínimo derecho (establecido en 50 % en este trabajo). El máximo de la estación de crecimiento (c) es el valor máximo que alcanza la función de ajuste durante toda la estación. La amplitud (e) es estimada como la diferencia entre el valor máximo (c) y el nivel de base (d), definido como el valor medio entre los mínimos derecho e izquierdo. La integral (zona rayada) corresponde a la integral de la diferencia entre la curva y el nivel de base, definida entre el inicio (a) y el fin de la estación de crecimiento (b).

## 2.3. Resultados

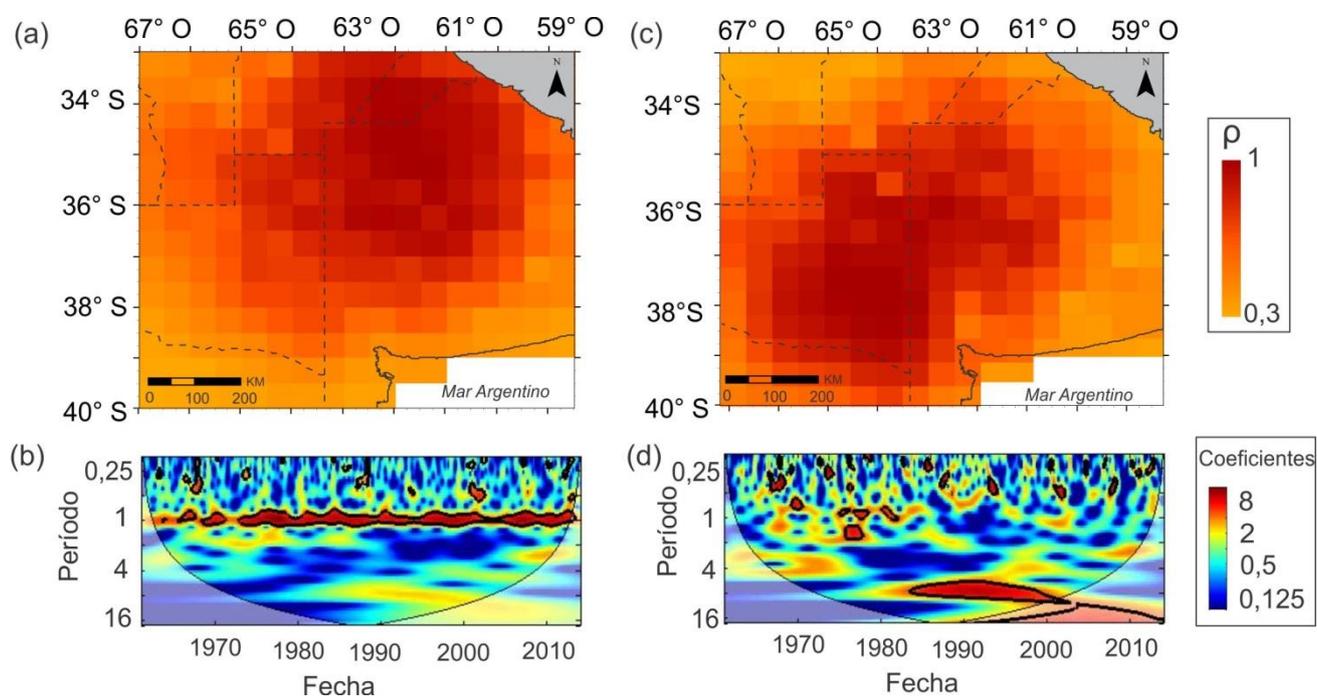
### 2.3.1 Precipitaciones

#### 2.3.1.1. Análisis de variabilidad

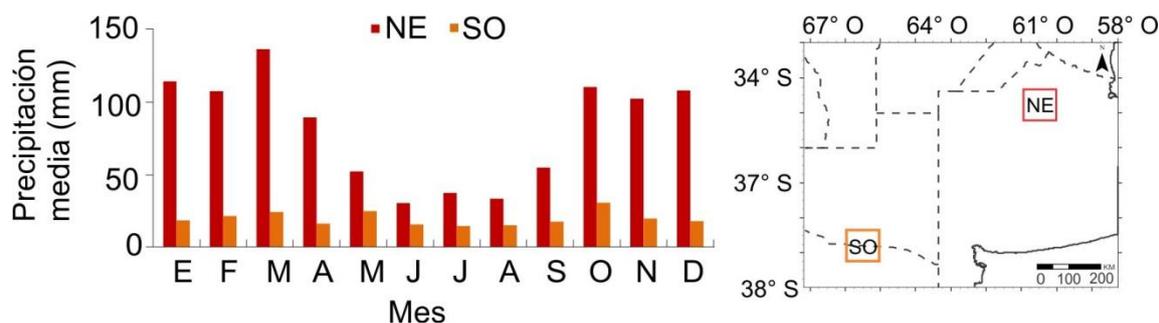
El análisis de correlación realizado entre los datos grillados de precipitación y los valores provenientes de estaciones meteorológicas mostró una fuerte correspondencia entre ambas series de datos (Figura 2.1 (b)). Para las 11 estaciones meteorológicas evaluadas los  $\rho$  fueron mayores a 0,5 y la mayoría de ellos resultó mayor a 0,65 siendo todos significativos ( $p < 0,01$ ). Dado el carácter continuo de los datos grillados y su mayor cobertura espacial y temporal, los análisis siguientes se realizaron utilizando la grilla de precipitación.

Respecto al análisis de EOF realizado con los datos centrados, el primer modo (EOF1-PC1) explicó aproximadamente un 61 % de la variabilidad en las precipitaciones. El patrón espacial (EOF1) mostró en la zona noreste una alta correlación entre el componente (PC1) y la lluvia ( $\rho > 0,8$ ) y una correlación menor, cercana a 0,4, en la zona sudoeste (Figura 2.3 (a)). De acuerdo con el

análisis de periodicidad con wavelets continuas, el PC1 presentó un pico dominante en la frecuencia anual, persistente a lo largo de toda la serie de tiempo (Figura 2.3 (b)). De esta manera, el primer modo representó principalmente la oscilación anual de las precipitaciones y mostró un gradiente espacial en la estacionalidad de las lluvias, indicando una marcada estacionalidad en el noreste que se reduce hacia el sudoeste. Este mismo patrón se evidencia cuando se analizan las precipitaciones mensuales promedio (Figura 2.4) ya que las diferencias entre los meses más lluviosos (octubre a marzo) y los meses más secos (junio a agosto) disminuyen en la misma dirección. El modo 2 (EOF2-PC2) del análisis explicó un 10 % de la variabilidad y mostró baja correlación entre el CP2 y la precipitación.



**Figura 2.3.** (a) Patrón espacial dominante de la señal de precipitación (EOF1) obtenido del análisis de funciones empíricas ortogonales (EOF) correspondiente a los datos centrados y (c) a los datos normalizados. Los valores de la imagen corresponden al coeficiente de correlación ( $\rho$ ) entre el componente principal 1 (PC1) y la serie de tiempo de precipitación de cada pixel. (b) Transformada wavelet continua del PC1 correspondiente al análisis con datos centrados y (d) al análisis con los datos normalizados. El contorno negro engrosado indica el nivel de significancia del 5 % y la zona opaca corresponde al cono de influencia (COI) dentro del cual los valores pueden aparecer distorsionados por el efecto de borde (Grinsted et al., 2004).



**Figura 2.4.** Precipitación media mensual del período 1961-2013 correspondiente a la zona noreste (NE), identificada con el análisis de funciones empíricas ortogonales (EOF) como la zona de mayor estacionalidad en las lluvias y la zona sudoeste (SO), identificada como una zona de menor estacionalidad en las precipitaciones.

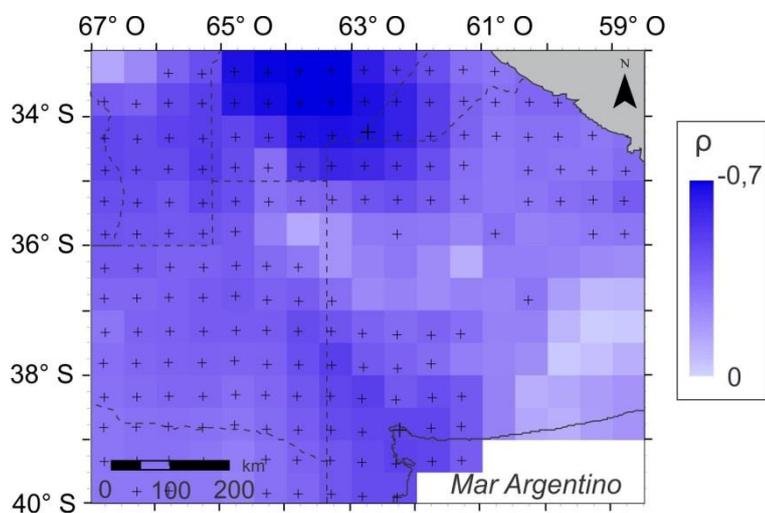
Respecto al análisis de EOF realizado a partir de los datos de precipitación normalizados, el primer modo (EOF1-PC1) explicó aproximadamente un 49 % de la variabilidad en las anomalías de precipitación. El patrón espacial (EOF1) mostró en la zona sudoeste una alta correlación entre el componente (PC1) y la lluvia, con valores de  $\rho$  cercanos a 0,9 y valores decrecientes del coeficiente, cercanos a 0,4, hacia las zonas norte y este del área (Figura 2.3 (c)). A partir del análisis de periodicidad se identificó un pico significativo en el período de 8 años lo cual representa una oscilación cíclica de las anomalías mensuales de precipitación. Esta oscilación no estuvo presente a lo largo de toda la serie sino a partir de 1980 (Figura 2.3 (d)). El modo 2 del análisis explicó sólo un 13 % de la variabilidad y mostró baja correlación entre el PC2 y las anomalías de precipitación.

### 2.3.1.2. Asociación precipitaciones-ENSO e identificación de años anómalos

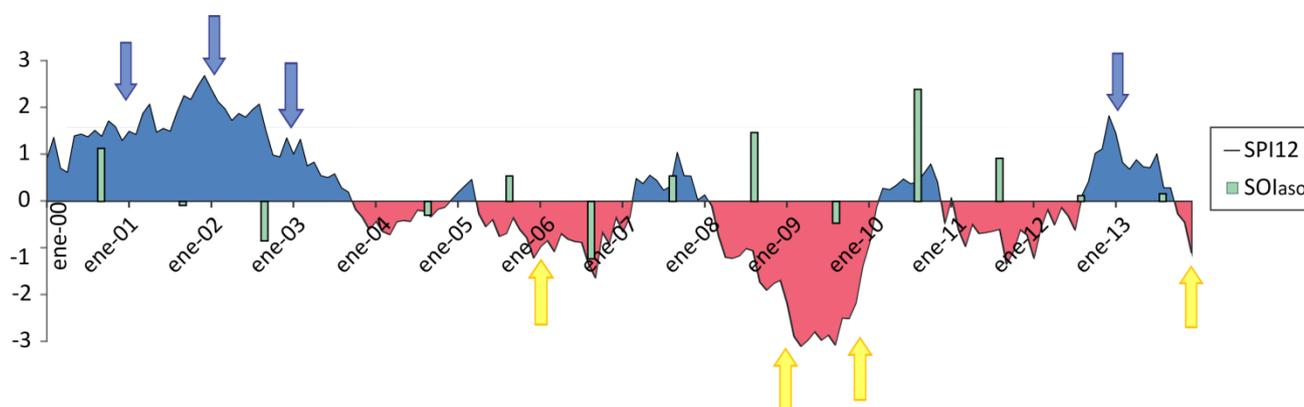
En el análisis de la asociación entre el ENSO y las precipitaciones, la mayor correlación promedio para toda la región se obtuvo entre el SOI promedio de agosto, septiembre y octubre ( $SOI_{aso}$ ) y la precipitación acumulada entre los meses de noviembre y enero (Figura 2.5). Del total de celdas de la grilla, el 76 % presentó una correlación negativa significativa, es decir que menores valores del  $SOI_{aso}$  estuvieron asociados con mayores valores de precipitación entre noviembre y enero. En el resto de las celdas la correlación resultó no significativa.

Utilizando el SPI12 regional se identificaron los años 2000, 2001, 2002 y 2012 como años húmedos y los años 2005, 2008, 2009, 2013 como años secos (precipitaciones regionales por encima y por debajo del promedio histórico respectivamente). Si bien la correlación hallada entre el  $SOI_{aso}$  y la precipitación acumulada entre noviembre y enero resultó significativa, esta relación no permitió explicar la precipitación acumulada durante períodos más largos de tiempo. Es por esto que, considerando los requerimientos estacionales de agua de la vegetación, la selección de años húmedos

y secos se basó en los valores del SPI12 aunque estos no coincidieran con los menores y los mayores valores del  $SOI_{aso}$ , relacionados con eventos El Niño y La Niña respectivamente (Figura 2.6).



**Figura 2.5.** Coeficientes de correlación ( $\rho$ ) entre el promedio trimestral del índice de la oscilación del sur correspondiente a los meses de agosto, septiembre y octubre ( $SOI_{aso}$ ) y la lluvia acumulada entre noviembre y enero. Las cruces en el mapa (+) indican correlaciones significativas.



**Figura 2.6.** Selección de años secos (flechas amarillas) y húmedos (flechas azules) a partir del primer y el tercer terciles respectivamente del índice de precipitación normalizado para 12 meses (SPI12). Los años con valores intermedios de SPI12 se consideraron normales. Los valores de  $SOI_{aso}$  corresponden al SOI (índice de la oscilación del sur) promedio del trimestre agosto-septiembre-octubre. Los años húmedos y secos no se corresponden, respectivamente, con los menores y mayores valores del  $SOI_{aso}$ .

### 2.3.2. Dinámica vegetal

Respecto a los parámetros fenológicos estimados, la media general del NDVI máximo mostró un patrón espacial regional claro, con valores más altos en el noreste y valores decrecientes hacia el

sudoeste, coincidiendo con el gradiente regional de precipitación media anual (Figura 2.7 (a)). La amplitud del NDVI y la integral del NDVI mostraron un patrón similar al señalado aunque menos pronunciado (Figura 2.7 (b) y (c)).

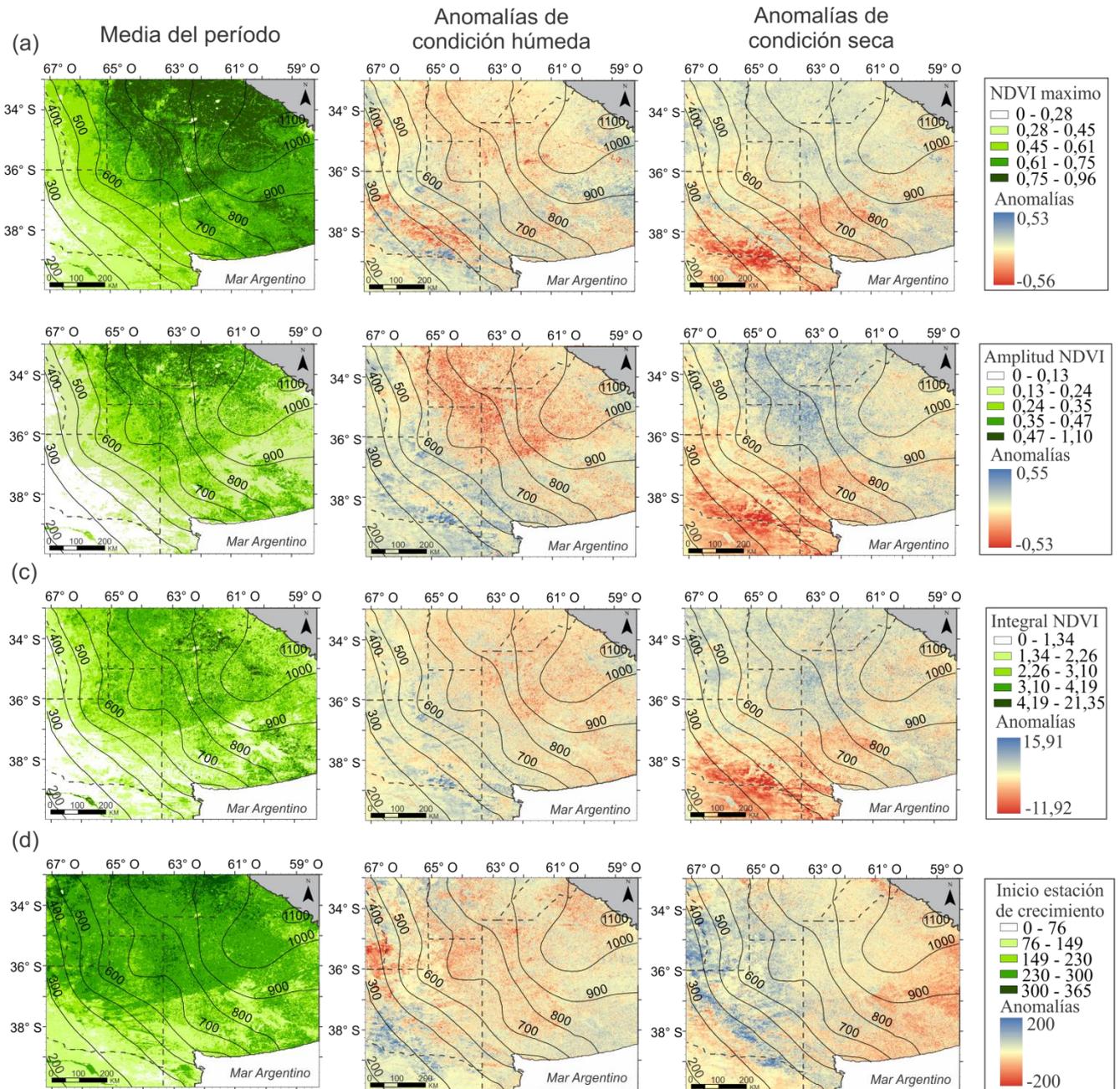
El inicio de la estación de crecimiento, en cambio, no mostró este patrón direccional de noreste a sudoeste. Sin embargo, a lo largo de la región, se observaron zonas con distinto momento de inicio de la estación de crecimiento (Figura 2.7 (d)). En la zona sudoeste, la estación de crecimiento se inicia en a fines del verano (entre marzo y abril) y la vegetación alcanza su máximo desarrollo (NDVI máximo) a fines del otoño. En el resto de la región, en cambio, la estación se inicia en primavera entre octubre y noviembre y alcanza su máximo durante los meses de verano (Figura 2.8).

Las anomalías en los parámetros fenológicos fueron pronunciadas durante la condición seca mostrando hacia la zona sudoeste de la región una reducción en los valores de NDVI máximo, amplitud del NDVI e integral del NDVI durante esta condición (Figura 2.7 (a), (b) y (c)).

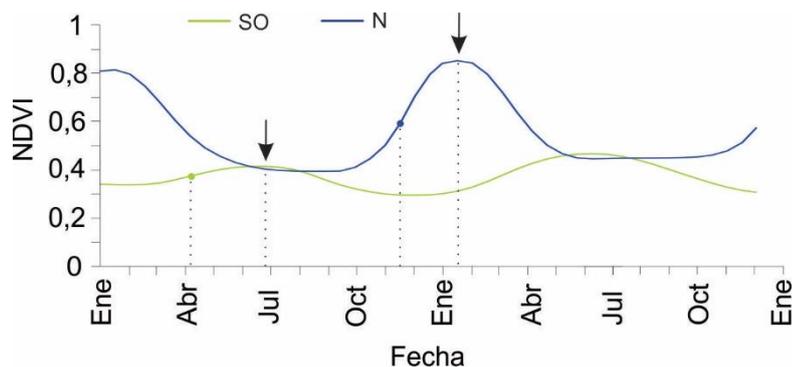
Por su parte, las diferencias en la dinámica vegetal ante situaciones hídricas contrastantes mostraron también un claro patrón regional. En la mayor parte de la región, las diferencias observadas en los parámetros fenológicos fueron moderadas, sin superar el umbral establecido (un desvío estándar alrededor del cero). Sin embargo, en el sector sudoeste de la región se observó una zona común para la mayoría de los parámetros en la que la diferencia de los valores entre la condición húmeda y la seca resultó mayor que para el resto de la región (es decir superó el umbral de  $\pm 1$  DE alrededor de cero). En este sector, ubicado aproximadamente entre las isohietas de 300 mm y 600 mm, el NDVI máximo alcanzó mayores valores durante la condición húmeda que durante la condición seca (Figura 2.9 (a) y Figura 2.10 (b)).

De la misma manera, la amplitud del NDVI y la integral del NDVI mostraron en esta zona mayores valores durante la condición húmeda (Figura 2.9 (b) y (c) y Figura 2.10 (b)). Este área que llamaremos cinturón de transición, se encuentra dentro de la zona de transición entre el sector húmedo y el sector árido de la región. Por fuera de esta franja, tanto hacia el extremo húmedo como hacia el extremo árido del gradiente, las diferencias entre la condición húmeda y la condición seca fueron menores. Respecto al inicio de la estación de crecimiento, este parámetro no mostró un patrón espacial claro.

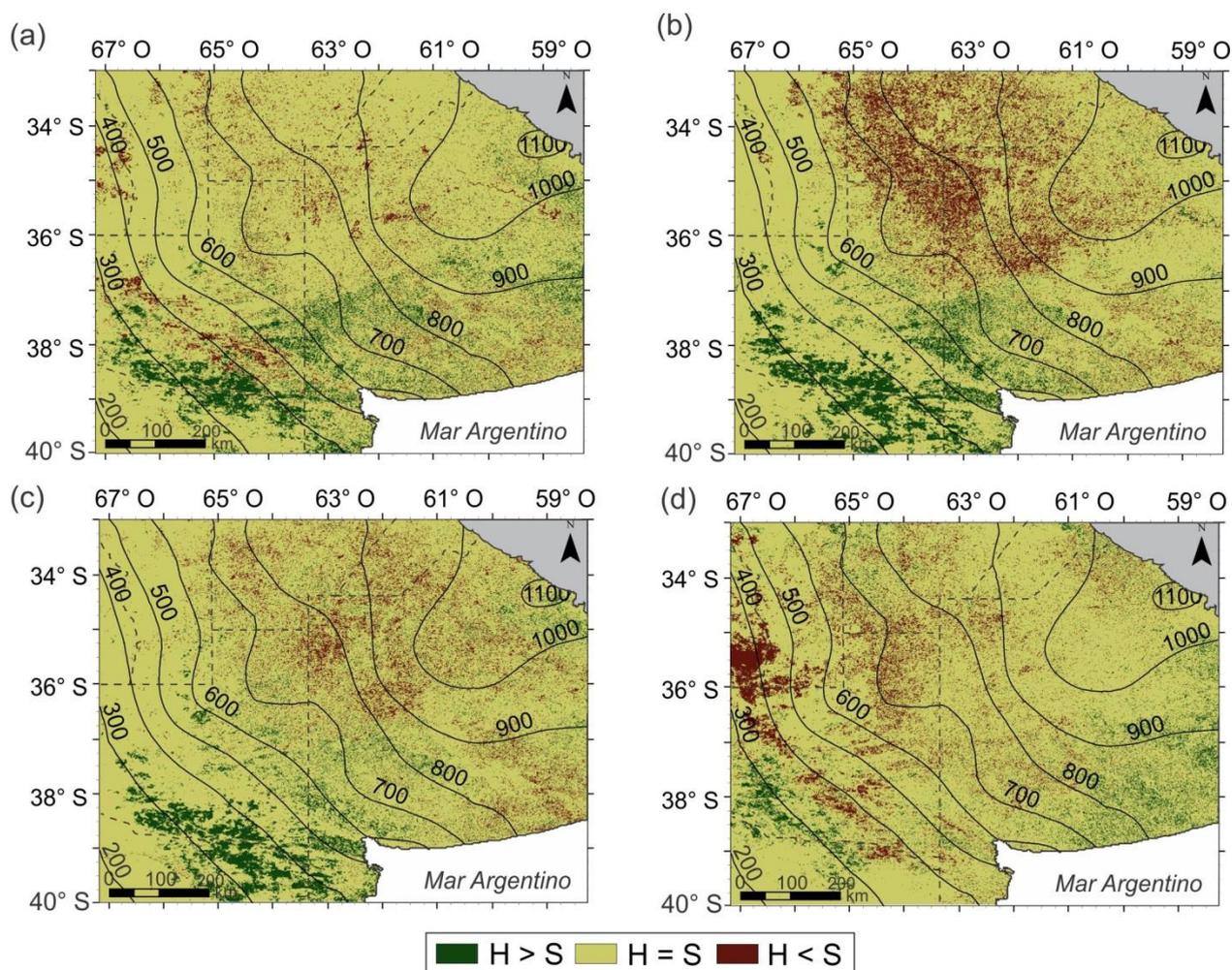
Por su parte, la amplitud del NDVI mostró una segunda zona de cambio en el centro norte de la región, con un comportamiento opuesto al encontrado en el cinturón de transición. En esta zona, se encontraron mayores valores en la condición seca que en la condición húmeda (Figura 2.9 (b) y Figura 2.10 (a)).



**Figura 2.7.** Patrón espacial del promedio general de los parámetros fenológicos y de sus anomalías durante años húmedos (anomalías de condición húmeda = promedio de años húmedos - promedio general) y años secos (anomalías de condición seca = promedio de años secos - promedio general). (a) NDVI máximo, (b) amplitud del NDVI, (c) integral del NDVI y (d) inicio de la estación de crecimiento (en día juliano). NDVI: índice de vegetación de diferencia normalizada.

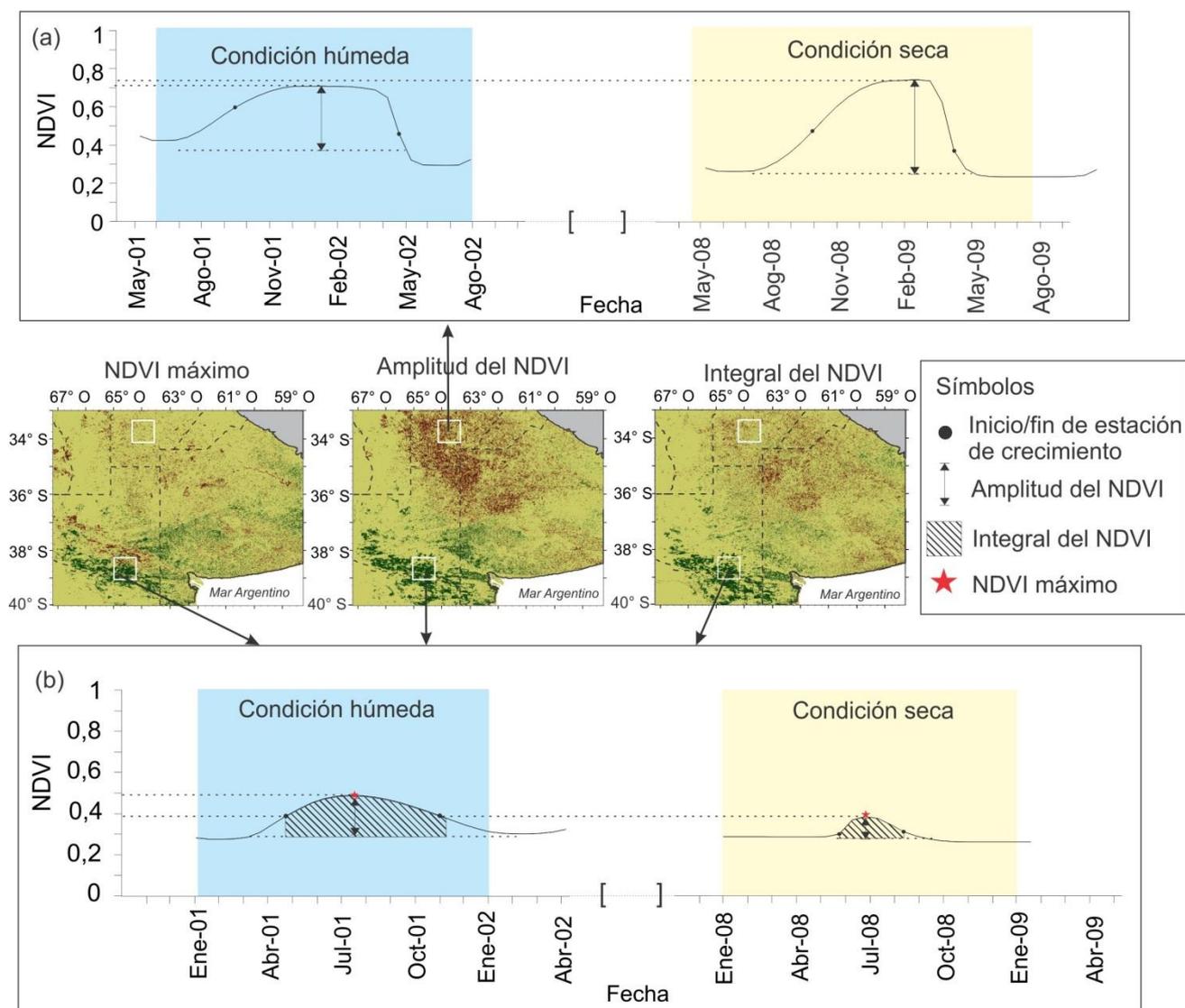


**Figura 2.8.** Diferencias temporales en el momento de inicio de la estación de crecimiento (círculos sobre las curvas) y en el momento de máximo desarrollo vegetal (NDVI máximo, indicado con flechas sobre las curvas) entre la zona norte (N) y el sudoeste (SO) de la región. NDVI: índice de vegetación de diferencia normalizada.



**Figura 2.9.** Mapas de las diferencias entre las condiciones húmeda (H) y seca (S) para los distintos parámetros donde  $H > S$  (mayores valores en la condición húmeda) fue asignado a las diferencias positivas superiores a un desvío estándar correspondiente a la variabilidad propia de cada imagen (1

DE) y  $H < S$  (mayores valores duante la condición seca) fue asignado a las diferencias negativas por debajo de  $-1$  DE. A las diferencias dentro del rango de un desvío estándar alrededor de cero se les asignó  $H = S$  (valores similares para la condición húmeda y la seca). (a) NDVI máximo. (b) amplitud del NDVI. (c) integral del NDVI. (d) inicio de la estación de crecimiento. NDVI: índice de vegetación de diferencia normalizada.



**Figura 2.10.** Los gráficos muestran curvas del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) correspondientes a estaciones de crecimiento en las que se señalan las diferencias en los parámetros fenológicos entre la condición húmeda y la condición seca. Cada mapa corresponde a un parámetro fenológico y los gráficos fueron realizados con muestras representativas de los sectores en los que los parámetros presentaron diferencias significativas (señalados por los cuadrados en los mapas). (a) El gráfico muestra la mayor amplitud del NDVI en la condición seca observada en el

centro norte de la región. (b) El gráfico muestra los mayores valores de NDVI máximo, integral del NDVI y amplitud del NDVI durante la condición húmeda en el cinturón de transición.

#### 2.4. Discusión

Los resultados obtenidos en este capítulo fueron consistentes con la hipótesis de respuesta diferencial de la vegetación frente a la variabilidad en las precipitaciones a lo largo del gradiente climático regional. En condiciones hídricas contrastantes, los parámetros fenológicos mostraron mayores variaciones en la zona del cinturón de transición donde la disponibilidad de agua constituye un factor limitante para el crecimiento vegetal.

El área de estudio se caracteriza por un pronunciado gradiente de precipitación anual media decreciente en sentido noreste-sudoeste, que resulta de la interacción de masas de aire húmedo provenientes del Atlántico (noreste) y las masas más frías y secas provenientes del sudoeste (Burgos y Vidal, 1951). Sumado a este patrón en la precipitación media anual, el análisis de EOF realizado con los datos centrados permitió identificar un marcado patrón espacial en la estacionalidad de las precipitaciones, caracterizado por una estacionalidad pronunciada en el sector noreste que decrece hacia el sudoeste. A lo largo de toda la región la precipitación media mensual fue mayor durante los meses de octubre y marzo y las menores medias se observaron entre junio y agosto aunque en la zona noreste se observaron mayores diferencias entre estos dos períodos.

Respecto a la variabilidad interanual, los resultados obtenidos a partir del análisis de EOF realizado con los datos normalizados permitieron identificar un patrón de variación en las anomalías de precipitación con una periodicidad de 8 años. Según mostraron estos resultados, la variabilidad interanual es más marcada a lo largo del sector sur de la región en el área próxima al cinturón de transición. Esto coincide con los patrones de gran variabilidad interanual esperados para las zonas de transición entre climas húmedos y secos (Scian, 2002).

A partir del análisis de asociación entre las precipitaciones y el fenómeno ENSO se observó una fuerte asociación entre el  $SOI_{aso}$  y la precipitación acumulada de noviembre a enero. Sin embargo, la influencia de este fenómeno no se evidenció cuando se consideró la lluvia acumulada durante períodos de tiempo más largos. Desde el punto de vista de la dinámica vegetal, la precipitación acumulada a lo largo de un año es más relevante que la precipitación de verano, ya que la disponibilidad de agua es crítica a lo largo de diferentes estadios del ciclo de vida de las plantas. Por ejemplo, la falta de agua antes del inicio de la estación de crecimiento puede impedir la germinación de las semillas, así como reducir la probabilidad de supervivencia de las plántulas (Baskin y Baskin, 1998).

Según estudios previos, si bien el fenómeno ENSO explica gran parte de la variabilidad interanual en las precipitaciones del sur de Sudamérica (Forte Lay y Aiello, 2001; Scian, 2002; Rivera y Penalba, 2015), anomalías positivas y negativas pueden ocurrir bajo condiciones neutras del fenómeno global. En el sector este del área de estudio, estas anomalías han sido asociadas a circulaciones atmosféricas atípicas y flujos inusuales de vapor de agua sobre el área (Scian et al., 2006). Por otro lado, se ha demostrado que las precipitaciones en el área de estudio se encuentran moduladas no sólo por el fenómeno ENSO sino también por la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO), otro fenómeno de oscilación global definido por anomalías de temperatura de superficie en el noreste y la zona tropical del océano Pacífico (Mantua et al., 1997). Según Kayano y Andreoli (2007), la influencia del ENSO resulta considerablemente más fuerte cuando el ENSO y la PDO se encuentran en la misma fase y considerablemente más débil cuando ambos fenómenos se encuentran en fases opuestas. Así, el hecho de que la influencia del ENSO no se evidencie de manera directa en las precipitaciones anuales puede deberse a que la lluvia acumulada a lo largo del año resulta de la interacción de los tres factores mencionados (ENSO, PDO y anomalías locales de circulación).

El patrón espacial de los valores promedio de los parámetros fenológicos coincidió con lo esperado. Se observaron mayores valores de NDVI máximo e integral del NDVI en el área más húmeda (noreste) y una tendencia decreciente hacia las zonas más secas (sudoeste), reflejando el gradiente regional de precipitación media anual. Este mismo patrón ha sido reportado para otras regiones (Sahel, el este de África, Estados Unidos, Patagonia) en las que se observó que la integral anual del NDVI (como medida de la productividad primaria neta) disminuye hacia el extremo más seco del gradiente de precipitación (Lieth, 1975; Nicholson et al., 1990; Lauenroth y Sala, 1992; Wang et al., 2001; Knapp y Smith, 2001; Jobbagy et al., 2002).

El patrón estacional de la precipitación resultó similar para toda la región, mostrando sus valores máximos entre los meses de octubre y marzo y los mínimos entre junio y agosto. El ciclo anual de la vegetación en los sectores más húmedos de la región coincidió con el patrón anual de lluvias, presentando el máximo desarrollo vegetal durante los meses más lluviosos (verano).

En el sector sudoeste, donde el clima es más seco, se observó un desplazamiento temporal entre el pico de precipitación (verano) y el desarrollo máximo de la vegetación (fines del otoño). La disponibilidad de agua para la vegetación resulta de la combinación de la lluvia, principal aporte de agua, y la temperatura, que determina la pérdida de agua por evapotranspiración (Suzuki et al., 2000). Probablemente, las reducidas precipitaciones del sector, combinadas con las altas temperaturas estivales producen una reducción en el agua disponible, restringiendo el desarrollo vegetal durante los meses de verano. Durante el fin del otoño, en cambio, la evapotranspiración se reduce gracias a las temperaturas más bajas, permitiendo así el desarrollo vegetal aunque el aporte de

agua sea escaso. En los sectores más húmedos de la región, en cambio, el aporte de lluvias sería suficiente para permitir el crecimiento vegetal aun en los meses de mayor evapotranspiración.

Al comparar las diferencias en los parámetros fenológicos para la condición húmeda y la seca se pudo observar que el efecto de la variabilidad climática interanual a lo largo de toda la región no fue homogéneo. Las diferencias positivas en los parámetros fenológicos (es decir, valores mayores en la condición húmeda) se encontraron principalmente hacia el sector sudoeste de la región. Estos resultados coinciden con lo esperado si se tiene en cuenta el gradiente climático que presenta la zona estudiada. Hacia la zona sudoeste, el clima se vuelve más seco por lo cual se espera que el factor limitante para el crecimiento vegetal sea el agua. De esta manera, cuando la disponibilidad de agua aumenta (condición húmeda) las restricciones sobre el crecimiento vegetal se relajan dando como resultado valores más altos de NDVI máximo, amplitud del NDVI e integral del NDVI.

En las zonas de clima más húmedo el crecimiento de la vegetación suele estar limitado por otros factores y no por la disponibilidad de agua. Esto explica por qué un aumento en las precipitaciones no mejora el desarrollo de la cubierta vegetal hacia el lado húmedo del gradiente y no se observan aumentos en el NDVI máximo ni en integral del NDVI. Si se consideran las anomalías durante la condición seca, en cambio, el impacto fue mayor en el cinturón de transición entre las isohietas de 300 mm y 600 mm. Por debajo de este umbral, en la zona caracterizada por su mayor aridez, los valores de NDVI máximo, amplitud del NDVI e integral del NDVI mostraron disminuciones más suaves durante la condición seca. Esto sugiere la presencia de vegetación mejor adaptada a las condiciones de sequía.

Estudios realizados en otras regiones de transición han demostrado que la sensibilidad del ecosistema a la variabilidad en las precipitaciones decrece hacia los extremos húmedo y seco del gradiente de precipitación. Por ejemplo, Richard y Pocard (1998) estudiaron la relación entre el NDVI y la precipitación en el sur de África y encontraron que la sensibilidad del índice a las variaciones interanuales de la precipitación es alta en áreas donde la precipitación anual media oscila entre 300 mm y 500 mm, pero disminuye en las zonas caracterizadas por precipitaciones mayores o menores. Por su parte, Paruelo et al. (1999) reportó resultados similares en su estudio sobre pastizales de Estados Unidos, encontrando una mayor eficiencia en el uso de las precipitaciones en áreas de entre 400 mm y 600 mm de precipitación media anual y una menor eficiencia hacia los extremos húmedo y seco del gradiente considerado (entre 200 mm y 1200 mm).

Huxman et al. (2004) analizaron la productividad primaria neta en 14 sitios representativos de los principales biomas del mundo y encontraron que en los biomas menos productivos los cambios en la productividad primaria neta estaban asociados a las variaciones interanuales en la precipitación. Asimismo, identificaron la precipitación media anual de 600 mm como umbral por encima del cual

la sensibilidad de la vegetación a la variabilidad en las precipitaciones es baja, indicando que son otros factores y no la precipitación, los que controlan la productividad en ecosistemas húmedos. Usando sensores remotos, Chamaillé-Jammes y Fritz (2009) en sur de África y Camberlin et al. (2007) en África subsahariana encontraron una disminución similar de la sensibilidad identificando el mismo umbral de precipitación media anual (600 mm).

La amplitud del NDVI fue el único de los parámetros estudiados que mostró tanto diferencias positivas como negativas entre la condición húmeda y la condición seca. En el cinturón de transición, las diferencias positivas en la amplitud del NDVI resultaron de un aumento del pico de NDVI durante la condición húmeda (que ocurre a fines de otoño) combinado con valores similares de NDVI durante el mínimo de verano en ambas condiciones (seca y húmeda). En el sector norte de la región, en cambio, la amplitud del NDVI resultó mayor para la condición seca debido a una disminución en el NDVI mínimo de invierno. En los años secos, la escasez de agua combinada con las bajas temperaturas actuaría en detrimento del desarrollo vegetal durante los meses de invierno, reduciendo así el NDVI mínimo. En los años húmedos, en cambio, la mayor abundancia de lluvias evitaría el agotamiento del agua disponible en el suelo permitiendo que la vegetación se mantenga verde durante los meses más secos (invierno).

De esta manera, la mayor amplitud del NDVI durante la condición seca resultó de la reducción de los valores mínimos durante el invierno sin una modificación de los valores máximos durante el verano. Estas observaciones concuerdan con lo descrito por Camberlin et al. (2007), quienes concluyen que en los ambientes más húmedos la disponibilidad de agua no resulta limitante para el desarrollo vegetal y que el estrés hídrico sólo se presenta de manera transitoria, ocurriendo mayormente como una restricción estacional.

Los análisis realizados en este capítulo permitieron caracterizar el contexto regional en el que se encuentra el estuario de Bahía Blanca. Dentro de la región analizada el estuario se encuentra en una zona caracterizada por una mayor variabilidad interanual en las precipitaciones. A su vez, los análisis realizados contribuyeron a evaluar la asociación entre la variabilidad en la precipitación y los cambios en la fenología. La respuesta diferencial de la vegetación a los cambios en las precipitaciones estuvo asociada al gradiente de precipitación media anual y la zona del estuario se ubica dentro de la franja más sensible a los cambios en las precipitaciones, localizada en la zona de transición entre el sector húmedo y el sector árido de la región.

## **CAPÍTULO 3**

**Caracterización de ambientes perimarineros salinos del estuario de Bahía Blanca en función de la hidrología, las características edáficas y la vegetación**

### 3.1. Introducción

Los ambientes salinos se encuentran ampliamente distribuidos alrededor del mundo y se ha registrado su presencia en más de 100 países (Rengasamy, 2006). En una escala regional, estos ambientes están frecuentemente ligados a climas de tipo árido y semiárido donde la combinación entre el reducido aporte de agua dulce y la alta tasa de evaporación produce un déficit hídrico permanente o estacional (Langbein, 1961).

En una escala de paisaje, la topografía ejerce un fuerte control sobre la salinidad del suelo, ya que afecta los movimientos del agua superficial y subterránea. En general, el nivel de la capa freática copia de manera suavizada la forma del terreno. Las pendientes, quiebres de pendiente y curvaturas generan sistemas de flujo de agua subterránea y determinan la presencia de sitios de descarga en los cuales la capa freática se acerca al nivel de la superficie (Tóth, 1963).

En las depresiones topográficas, en climas áridos y semiáridos, se desarrollan ambientes evaporativos como las playas, salinas o sabkha. En estos ambientes la capa freática intercepta el nivel de la superficie y la alta evaporación determina la formación de lagunas hipersalinas o playas. El balance entre colmatación y deflación eólica de la zona no saturada determina que la elevación de la superficie en las playas esté siempre cerca del límite de la zona saturada, bajo influencia del ascenso capilar (Rosen, 1994).

En quiebres de pendiente también es común que se generen zonas de descarga, en donde se producen anegamientos estacionales o eventuales que facilitan la depositación y acumulación de sales sobre la superficie del suelo (Schofield y Kirkby, 2003). En estos ambientes, el ascenso capilar del agua arrastra las sales disueltas en ella hacia las capas superficiales del suelo en las cuales, la combinación entre la pérdida de agua por evaporación y la reducción de la solubilidad de los minerales por las altas temperaturas causa la precipitación de sales que se depositan sobre la superficie (Yechieli y Wood, 2002). La alta salinidad de estos ambientes limita fuertemente el crecimiento vegetal restringiendo así la composición de especies que constituyen la comunidad y favoreciendo la formación de comunidades edáficas. Estas comunidades son asociaciones vegetales condicionadas principalmente por las características del suelo en que se desarrollan y su composición de especies difiere de lo esperado de acuerdo con la ecorregión climática a la que pertenecen (Cabrera, 1971).

En los ambientes salinos, las comunidades edáficas están compuestas principalmente por especies halófilas, es decir plantas adaptadas a vivir en presencia de grandes cantidades de sal (Flowers et al., 1986). Entre las adaptaciones más frecuentes que presentan se encuentran las adaptaciones fenológicas, como la dormición de las semillas y germinación en períodos de reducida

salinidad, y las fisiológicas, como la presencia de pelos y glándulas secretoras de sal, la succulencia, la exclusión de sales en las raíces y la absorción selectiva de iones (Ungar, 1998).

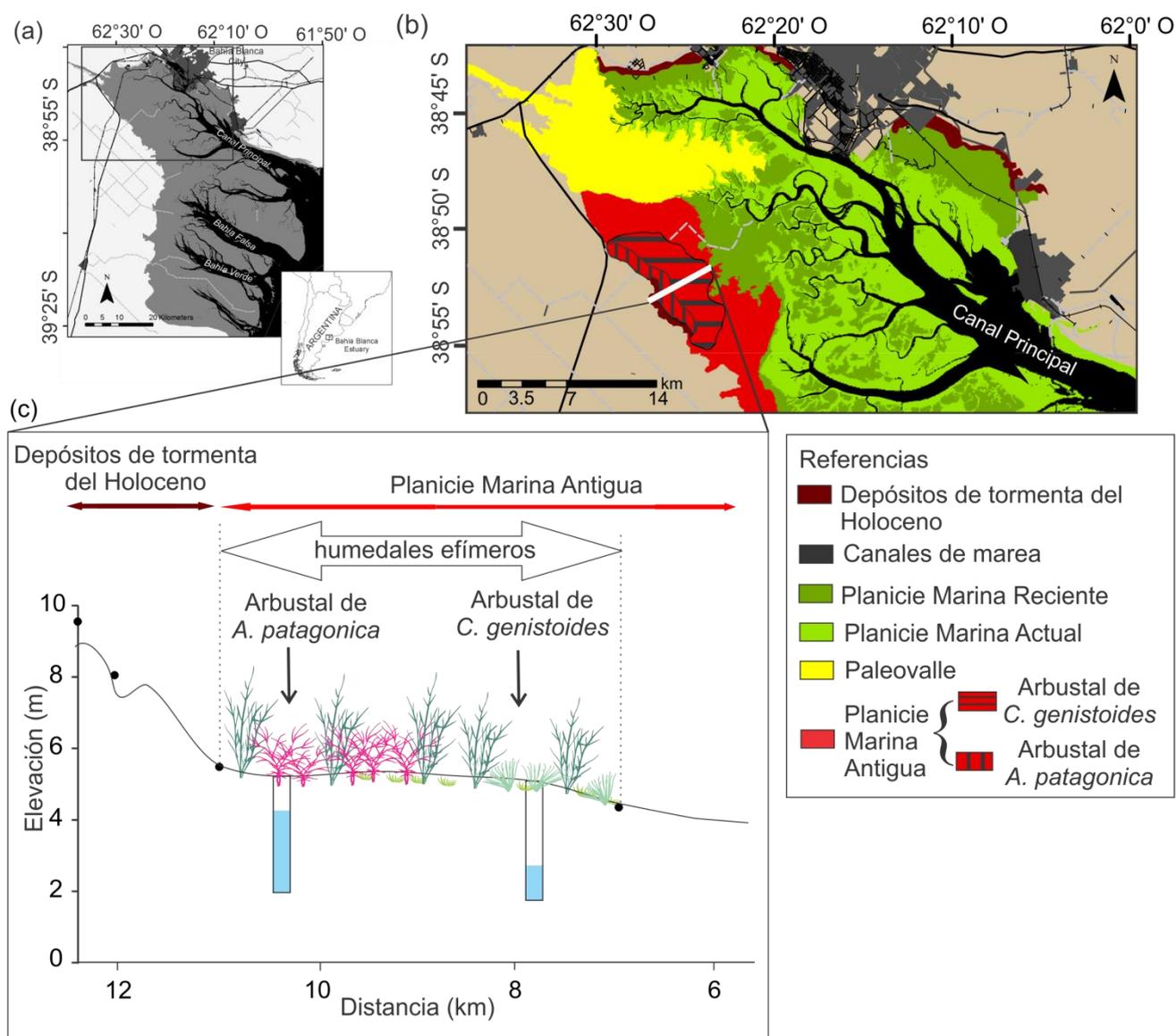
A lo largo del paisaje, es frecuente encontrar niveles de salinidad variables. Distintos trabajos experimentales han permitido establecer un paradigma en cuanto a los factores que determinan la naturaleza de las comunidades que ocupan una posición determinada dentro de un gradiente de estrés ambiental (Snow y Vince, 1984; Bertness y Ellison, 1987; Pennings y Callaway, 1992). De acuerdo a este paradigma, existe un compromiso para cada especie entre la habilidad competitiva y la tolerancia al estrés (Grime, 1977, 1988). De este modo, las especies más tolerantes ocupan los ambientes hacia el lado desfavorable del gradiente (los sitios más salinos en este caso) y las especies menos tolerantes, incapaces de ocupar estos sectores, se ubican hacia el extremo benigno del gradiente (en este caso, los ambientes de menor salinidad). Estas especies poco tolerantes al estrés tienen en cambio mayor habilidad competitiva y desplazan competitivamente a las especies más tolerantes (Bertness, 1992; Pennings y Bertness, 2001).

El objetivo de este capítulo fue caracterizar dos ambientes perimarineros salinos del estuario de Bahía Blanca a través de la descripción de propiedades del suelo, hidrología y vegetación, en términos de la composición de especies, abundancia y dinámica estacional de la biomasa vegetal. A partir de esta caracterización se intentaron establecer relaciones entre las diferencias físicas de los ambientes y las diferencias en la dinámica y composición de su vegetación.

Para este capítulo se consideró la hipótesis de que las diferencias topográficas en una escala de paisaje determinan cambios significativos en las propiedades edáficas y estos cambios, a su vez, condicionan el tipo de vegetación y la dinámica de la biomasa.

### **3.2. Área de estudio**

El área de estudio corresponde a una zona denominada Cabeza de Buey ubicada en el margen noroeste del estuario de Bahía Blanca (Figura 3.1 (a)). De acuerdo a lo descrito previamente, el estuario se encuentra en una zona de transición climática entre clima subhúmedo y clima semiárido con importantes variaciones interanuales en la precipitación (Celleri et al., 2018). Según la clasificación realizada por Cabrera (1971), el área de estudio se encuentra dentro del distrito del Caldén de la provincia fitogeográfica del Espinal. En este distrito, la vegetación característica es el bosque xerófilo de caldén (*Prosopis caldenia*) aunque también se encuentran estepas gramíneas y matorrales de arbustos. Entre las comunidades edáficas más importantes se mencionan matorrales de palo azul (*Cyclolepis genistoides*) en suelos muy alcalinos, estepas de plantas psamófilas en zonas medanosas y estepas halófilas en ambientes salinos.



**Figura 3.1.** (a) Ubicación geográfica del área de estudio en el estuario de Bahía Blanca. (b) Mapa geomorfológico y ambientes considerados en este estudio (modificado de Pratolongo et al. (2017)). (c) Perfil topográfico y formaciones vegetales del arbustal de *Cyclolepis genistoides* y del arbustal de *Allenrolfea patagonica*. Se muestra también el nivel de la capa freática registrado por Piovan (2016) para la fecha 06-12-2011 en cada uno de los ambientes. El cero indica el nivel medio del mar (modificado Piovan (2016)).

El paisaje costero del estuario ha sido fuertemente modelado por la ingresión marina ocurrida durante el Holoceno y en la zona de Cabeza de Buey es posible abarcar un gradiente amplio de condiciones hidrogeomórficas. Gracias al intenso trabajo previo llevado a cabo por Piovan (2016), se cuenta con un esquema de clasificación de las unidades hidrogeomórficas y ensambles de especies de plantas que definen los ambientes. En este trabajo los ambientes relevados corresponden a dos

formaciones vegetales ubicadas dentro de la Planicie Marina Antigua (PMA) en la base de la escarpa que indica al límite de la ingresión (Figura 3.1 (b)). En esta zona, existe una capa de agua subterránea de alta salinidad que fluctúa muy cerca de la superficie del suelo, alimentada por la infiltración de agua de las zonas altas circundantes. Durante los períodos húmedos, las lluvias abundantes generan un aumento del nivel de la capa freática que lleva al desarrollo de una zona saturada en este sector. En condiciones de alta evaporación, especialmente durante los meses de verano, se intensifica el ascenso capilar de agua salada, a través del espacio poroso de estos suelos de textura fina favoreciendo la acumulación de sales en su superficie (Krüger y Peinemann, 1991; Pratolongo et al., 2016).

Los dos ambientes relevados en este trabajo fueron el arbustal de *Allenrolfea patagonica* y el arbustal de *C. genistoides*. En ambos ambientes se distingue un estrato medio de aproximadamente 1,5 m de altura compuesto únicamente por la especie arbustiva *C. genistoides*, y un estrato bajo, compuesto por especies de alturas variables en el que se combinan especies arbustivas de menor porte y especies herbáceas (Figura 3.1 (c)). El arbustal de *A. patagonica* está ubicado en la zona más próxima a la escarpa dentro la PMA y presenta una cobertura de suelo desnudo de aproximadamente un 34 %. Las especies dominantes de este ambiente son *A. patagonica* y *C. genistoides*. También es frecuente la presencia de la especie *Grahamia bracteata* y de algunos cactus del género *Trichocereus*. Muchas de las especies del estrato bajo de este ambiente aparecen en respuesta a episodios de lluvia, aunque se observa la presencia de *Sarcocornia perennis* y *Lycium chilense* incluso en los períodos secos. El arbustal de *C. genistoides* está ubicado dentro de la misma unidad geomorfológica (PMA) pero a mayor distancia de la escarpa y presenta una cobertura de suelo desnudo de aproximadamente 41 %. En este ambiente, las especies dominantes son *C. genistoides* y *Atriplex undulata*. También es común observar la presencia de *Frankenia juniperoides*, *Limonium brasiliense*, *S. perennis* y *Cressa truxiliensis* (Pratolongo et al., 2016). Actualmente, ambos ambientes se encuentran sometidos a uso ganadero.

### **3.3. Metodología**

#### **3.3.1. Trabajo de campo**

##### **3.3.1.1. Suelos**

Dentro de cada ambiente (arbustal de *A. patagonica* y arbustal de *C. genistoides*) se estableció un área de muestreo de 30 m de diámetro. Entre mayo 2015 y abril 2016 se extrajeron muestras superficiales de suelo (de los primeros 3 cm) de volumen conocido, por fuera del área de cobertura del canopy, en fechas coincidentes con el paso del satélite Landsat 8. Las muestras fueron conservadas en bolsas herméticas y pesadas al llegar al laboratorio para obtener su peso fresco.

Luego, fueron llevadas a estufa a 60 °C hasta peso constante y pesadas nuevamente para obtener su peso seco. El contenido de agua se estimó como la diferencia entre el peso fresco y el peso seco de la muestra y se expresó en porcentaje (%).

Se realizaron dos estimaciones diferentes de salinidad. La salinidad del suelo se determinó en solución sobre un extracto suelo-agua 1:4 con una sonda YSI 1030 y se expresó como gramos de sal por kilogramo de suelo seco ( $\text{g kg}^{-1}$ ). Este parámetro es una medida del contenido absoluto de sal en el suelo. La salinidad del agua intersticial se estimó utilizando la salinidad del suelo y el contenido de agua de la muestra y se expresó en kilogramos de sal por metro cúbico de agua ( $\text{kg m}^{-3}$ ). Este parámetro considera la dilución efectiva de la sal en el agua intersticial, de acuerdo a la humedad del suelo al momento del muestreo. El contenido de materia orgánica se determinó por calcinación en mufla a 450 °C durante cuatro horas y se expresó en porcentaje (%).

### 3.3.1.2. Hidrología

Para estudiar las fluctuaciones de la capa de agua subterránea se instaló un medidor de nivel de registro continuo HOBO U20L Data Logger en cada ambiente dentro de una perforación encamisada con tubos de PVC ranurados que permiten el libre flujo del agua intersticial al interior de la camisa. Los medidores fueron colocados en mayo de 2015 y retirados en diciembre de 2016 adquiriendo un registro de profundidad por hora. Para estudiar la asociación entre las fluctuaciones del nivel de la capa freática, las precipitaciones y la temperatura, se utilizaron valores diarios de precipitación de la ciudad de Bahía Blanca obtenidos de la página de la NOAA y valores diarios de precipitación y temperatura media diaria de la localidad de Médanos (ubicada aproximadamente 20 km hacia el oeste del área de estudio) obtenidos de la página del INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria).

### 3.3.1.3. Vegetación

Dentro de las mismas áreas de muestreo definidas para el relevamiento de suelos se realizaron cosechas mensuales de biomasa aérea (de ahora en más biomasa) entre mayo 2015 y abril 2016. En cada ambiente se realizaron muestreos mensuales que consistieron en 5 cosechas de biomasa del estrato medio y 5 del estrato bajo, en cuadrantes de 0,5 m x 0,5 m distribuidos aleatoriamente, evitando las parcelas cosechadas en muestreos previos. La biomasa dentro de cada cuadrante fue cortada manualmente, separada por especie, excepto las gramíneas que se agruparon todas juntas en la categoría *gramíneas*, y dividida en sus fracciones verde y seca. Para el caso de *A. patagonica* se consideró una fracción adicional denominada biomasa roja. *A. patagonica* es una especie halófila perenne perteneciente a la familia Chenopodiaceae. En este tipo de plantas, las altas salinidades del

suelo resultan en un aumento de la concentración de sales en la planta que comúnmente es acompañada por la biosíntesis de pigmentos llamados betalainas. Estos compuestos contienen nitrógeno y dan color rojizo o morado a las hojas y frutos de estas especies (Walter, 1984). Debido a esta respuesta fisiológica, las grandes extensiones de la superficie cubiertas por *A. patagonica* se vuelven rojas en respuesta a situaciones de estrés hídrico. Para *C. genistoides* se separaron también las hojas y los tallos fotosintéticos (de ahora en más tallos). El material cosechado y separado en fracciones fue llevado a estufa a 60 °C hasta peso constante y luego se estimó su peso seco.

### 3.3.2. Análisis de datos

Para estudiar el comportamiento temporal de los parámetros evaluados, las estimaciones de contenido de agua, contenido de materia orgánica, salinidad del suelo y salinidad del agua intersticial fueron promediadas por fecha y ambiente de manera de producir un único valor por fecha para cada parámetro. Los valores de profundidad de la capa freática fueron promediados para obtener un valor diario.

Antes de comenzar el análisis de los datos de vegetación se redujo el número de especies eliminando en cada ambiente las especies que aparecían en menos del 5 % de las parcelas. La biomasa de cada estrato se escaló respecto a su cobertura en cada ambiente siendo de 24 % para el estrato medio (*C. genistoides*) y 76 % para el estrato bajo en el arbustal de *C. genistoides* y 21 % para el estrato medio (*C. genistoides*) y 79 % para el estrato bajo en el arbustal de *A. patagonica*. Para estudiar el comportamiento de la biomasa a lo largo del año se estimaron en cada ambiente promedios mensuales por especie y fracción. Para este análisis las especies que mostraron baja frecuencia de aparición y reducida biomasa fueron agrupadas en la categoría *esporádicas*.

Para explorar las diferencias en la composición taxonómica y abundancia de la biomasa entre los dos ambientes, y su variabilidad tanto espacial como temporal (estación del año y mes) dentro de cada ambiente, se realizó un análisis no métrico de escalamiento multidimensional (MDS) utilizando como medida de similitud entre las muestras el coeficiente de Bray Curtis. El MDS es una técnica de reducción de datos cuyo objetivo principal es representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones las similitudes multidimensionales existentes entre las muestras, buscando la configuración espacial que minimiza la distorsión causada por la reducción de la dimensionalidad. Así, dos muestras similares se ubicarán en el gráfico más cerca una de otra. Para evaluar si las distancias en el gráfico bidimensional reflejan correctamente las similitudes y diferencias entre las muestras en el espacio multidimensional original se utiliza un indicador denominado estrés. Este parámetro toma valores entre 0 y 1; valores cercanos a 0,1 indican que el ordenamiento obtenido es bueno, valores cercanos a 0,2 indican que una mayor dimensionalidad agregaría información útil

respecto a las dos dimensiones. Para este análisis se utilizaron solamente las muestras del estrato bajo ya que las del estrato medio corresponden únicamente a *C. genistoides* y se consideraron como variables todas las categorías de biomasa presentes, es decir las especies y sus fracciones verde, seca y roja. Se utilizaron como factores el mes, la estación del año y el ambiente.

Para evaluar la diferencia entre los grupos definidos *a priori* (ambiente, estación, mes) cuando correspondió según lo observado en el MDS, se realizó un análisis de similitudes (ANOSIM) el cual compara la disimilitud promedio dentro de cada grupo con la disimilitud promedio entre los distintos grupos *a priori* definidos por los factores. El test se basa en el ranking de similitudes de la matriz de similitudes estimada por Bray Curtis, para evaluar las diferencias entre y dentro del grupo. El estadístico R compara las diferencias promedio dentro de los grupos (es decir, el promedio de las diferencias entre todos los pares de muestras dentro de cada grupo) contra el promedio de las diferencias entre ese grupo y otro (es decir, el promedio de las diferencias entre todos los pares de muestras formados por una muestra dentro del grupo y una fuera del grupo, es decir perteneciente a otro grupo). R varía entre 1 y -1. R es 1 si todas las réplicas dentro de cada grupo son más similares entre ellas que a cualquier muestra de otro grupo. R toma valor 0 si en promedio las similitudes dentro de los grupos son iguales a las similitudes entre grupos. A su vez, se utilizó el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para identificar las variables más contribuyentes tanto a la separación entre grupos como a la similitud interna de cada grupo. Los análisis, se realizaron utilizando el software estadístico PRIMER 6® (<http://www.primers-e.com/>).

### 3.4. Resultados

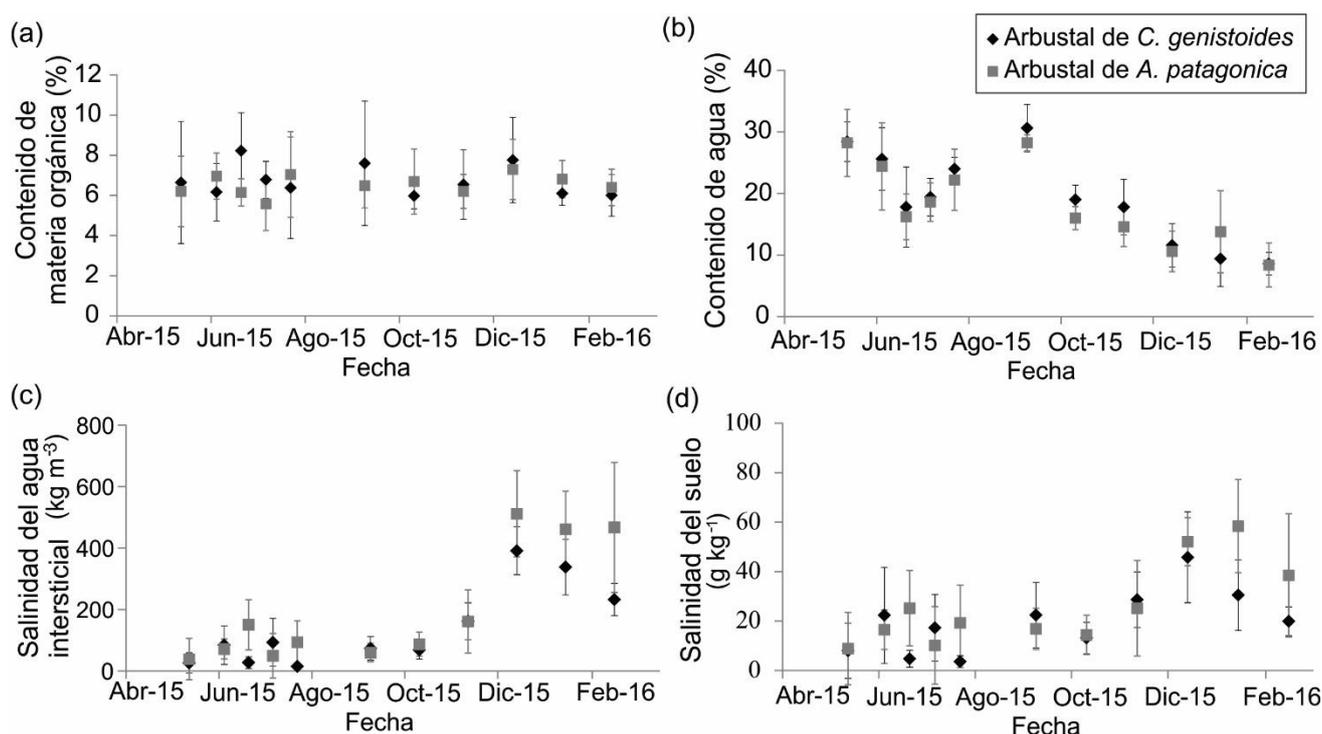
#### 3.4.1. Caracterización física de los ambientes

##### 3.4.1.1. Suelos

De acuerdo a los resultados obtenidos, el contenido de materia orgánica del suelo presentó escasa variabilidad temporal y sus valores fueron similares en ambos ambientes, mostrando un promedio de  $6,6 \pm 1,6$  % (promedio  $\pm$  desvío estándar; Figura 3.2 (a)). En contraste, el contenido de agua en el suelo resultó muy variable a lo largo del año tomando valores entre 2 % y 30 %. Ambos ambientes mostraron valores similares en las distintas fechas con valores mínimos durante el verano (Figura 3.2 (b)).

La salinidad del agua intersticial también mostró un marcado patrón temporal en ambos ambientes con valores relativamente constantes entre abril y noviembre (valor medio  $79 \pm 69$  kg m<sup>-3</sup>) y un marcado aumento durante el verano (diciembre a febrero) alcanzando mayores valores en el arbustal de *A. patagonica* ( $480 \pm 153$  kg m<sup>-3</sup>) que en el arbustal de *C. genistoides* ( $320 \pm 98$  kg m<sup>-3</sup>; Figura 3.2 (c)). En el arbustal de *A. patagonica* se observaron valores altos desde diciembre hasta

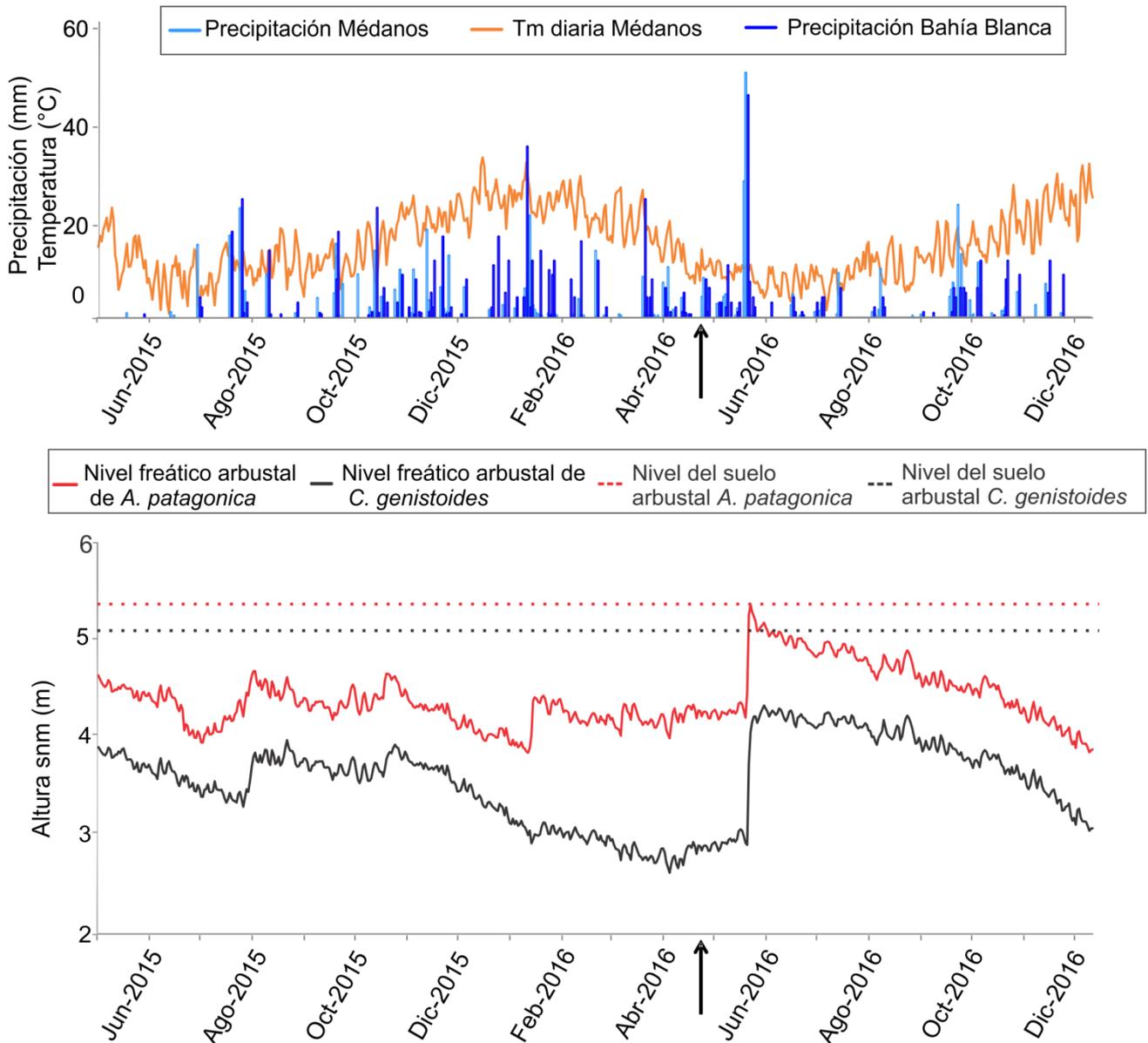
febrero. En el arbustal de *C. genistoides*, si bien estos tres meses presentaron mayores valores que el resto del año, se observó un pico en diciembre y valores decrecientes hacia enero y febrero. Por su parte, los valores medios de verano de salinidad del suelo (promedio de diciembre a febrero) también resultaron mayores en el arbustal de *A. patagonica* ( $50 \pm 20 \text{ g kg}^{-1}$ ) que en el arbustal de *C. genistoides* ( $32 \pm 17 \text{ g kg}^{-1}$ ). En el arbustal de *A. patagonica*, los valores máximos se observaron en diciembre y enero mientras que en el arbustal de *C. genistoides*, sólo durante el mes de diciembre los valores fueron mayores que durante el resto del año (Figura 3.2 (d)).



**Figure 3.2.** Variabilidad anual de los parámetros del suelo estimados a partir del relevamiento de campo para el arbustal de *Allenrolfea patagonica* y el arbustal de *Cyclolepis genistoides*. (a) Contenido de materia orgánica. (b) Contenido de agua. (c) Salinidad del agua intersticial. (d) Salinidad del suelo. Las barras de error corresponden al desvío estándar.

#### 3.4.1.2. Hidrología

A lo largo de todo el muestreo, el nivel de la capa freática resultó más cercano a la superficie en el arbustal de *A. patagonica* que en el arbustal de *C. genistoides* (Figura 3.3). El comportamiento en general en ambos ambientes fue relativamente similar a lo largo del tiempo con algunos aumentos marcados coincidentes con eventos de abundante precipitación y descensos prácticamente continuos durante los meses más cálidos (noviembre a marzo).



**Figura 3.3.** Variables climáticas diarias (precipitación y temperatura media (Tm)) registradas en localidades cercanas al sitio de estudio y evolución temporal diaria de la altura del agua de la capa freática en los dos ambientes estudiados. La flecha negra indica la fecha en que se finalizó el relevamiento de campo de vegetación y suelos.

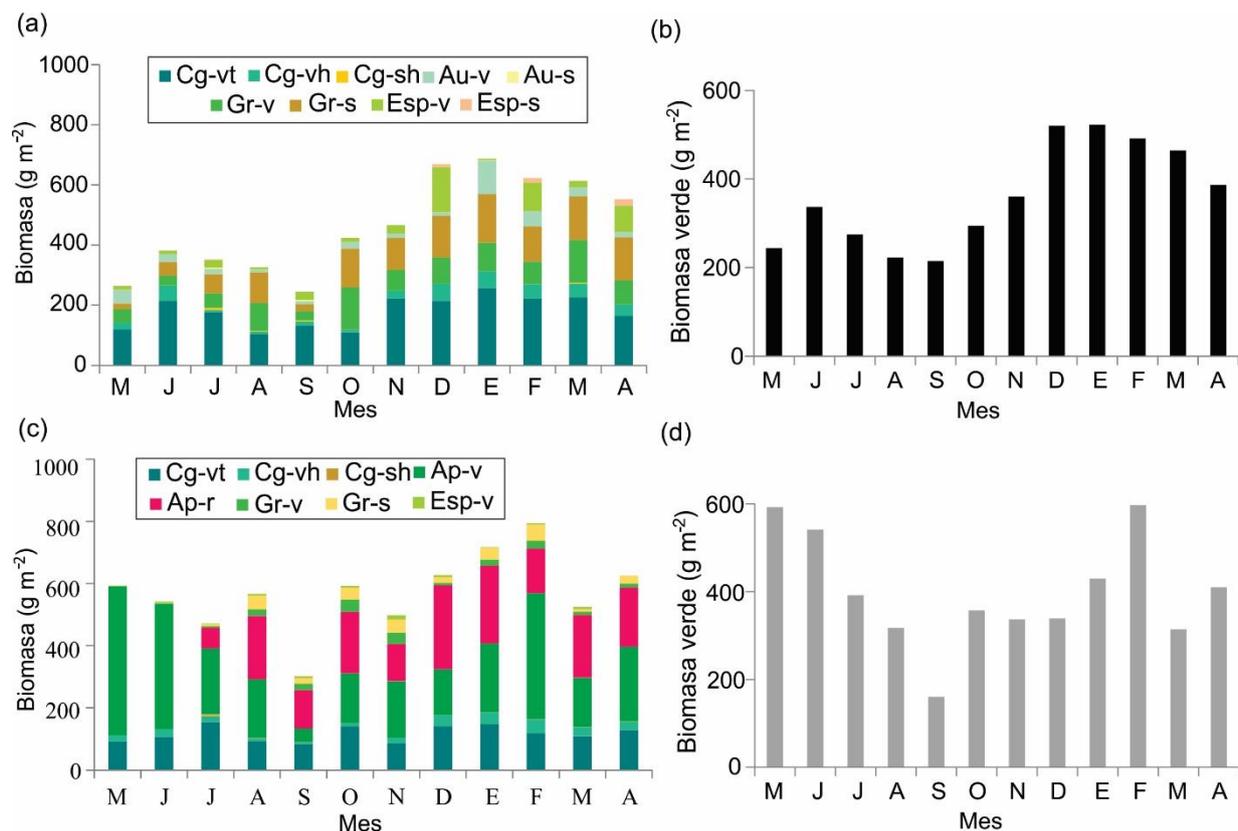
Sin embargo, a lo largo del período de registro, el comportamiento del nivel de la capa freática en ambos ambientes presentó algunas diferencias. Entre julio y agosto de 2015 se registró en el arbustal de *A. patagonica* un ascenso del nivel con inicio a comienzos de julio que en el arbustal de *C. genistoides* no se observó hasta comienzos de agosto. De la misma manera, a fines de enero de 2016 se observó una marcada discontinuidad en la altura de la capa freática que resultó muy evidente en el arbustal de *A. patagonica* pero casi imperceptible en el arbustal de *C. genistoides* haciendo crecer la diferencia en la profundidad de la capa entre los ambientes. Esta mayor diferencia se

mantuvo constante a lo largo 4 meses aproximadamente. En junio de 2016, en coincidencia con un evento de abundantes precipitaciones, se registró un nuevo aumento repentino de la altura de la capa freática que se evidenció en ambos ambientes. Durante este evento, la capa freática en el arbustal de *A. patagonica* alcanzó la superficie del suelo. Luego de alcanzar el valor pico, el nivel freático registró un descenso paulatino en ambos ambientes. En el arbustal de *A. patagonica* el descenso de la capa freática fue parejo a lo largo del tiempo, mientras que en el arbustal de *C. genistoides* el descenso fue mínimo durante los primeros meses y se aceleró a partir de noviembre del mismo año, coincidiendo con el comienzo del período más cálido.

### 3.4.2. Vegetación

La biomasa total mostró mayores valores en el arbustal de *A. patagonica* que en el arbustal de *C. genistoides*. En este último, tanto la biomasa total, como la biomasa verde mostraron mayores valores durante el verano, de diciembre a abril, y menores valores durante el otoño y el invierno, de mayo a septiembre (Figura 3.4 (a) y (b)). La biomasa seca también mostró sus menores valores de mayo a septiembre (Figura 3.4 (a)). En el arbustal de *A. patagonica*, esta oscilación anual no resultó clara ni para la biomasa total ni para la biomasa verde (Figura 3.4 (c) y Figura 3.4 (d)). En este ambiente la biomasa total mostró valores mínimos en septiembre y máximos en enero y febrero mientras que la biomasa verde mostró valores mínimos en septiembre y máximos en mayo, junio y febrero. Por su parte, la biomasa seca y la biomasa roja mostraron sus menores valores entre mayo y julio.

Respecto a la distribución de la biomasa en los distintos estratos, el arbustal de *C. genistoides* mostró menor biomasa en su estrato bajo y mayor en su estrato medio entre mayo y septiembre, pero la relación se invirtió a partir de octubre. En el arbustal de *A. patagonica*, en cambio el estrato bajo presentó mayor biomasa que el medio a lo largo de todo el año. En cuanto a la composición de la biomasa, la mayor contribución a la biomasa total en el arbustal de *A. patagonica* correspondió a *A. patagonica* seguida por *C. genistoides* (Figure 3.4 (c)) mientras que en el arbustal de *C. genistoides* las mayores contribuciones correspondieron a *C. genistoides*, principalmente a los tallos de esta especie y a las gramíneas (Figure 3.4 (a)).



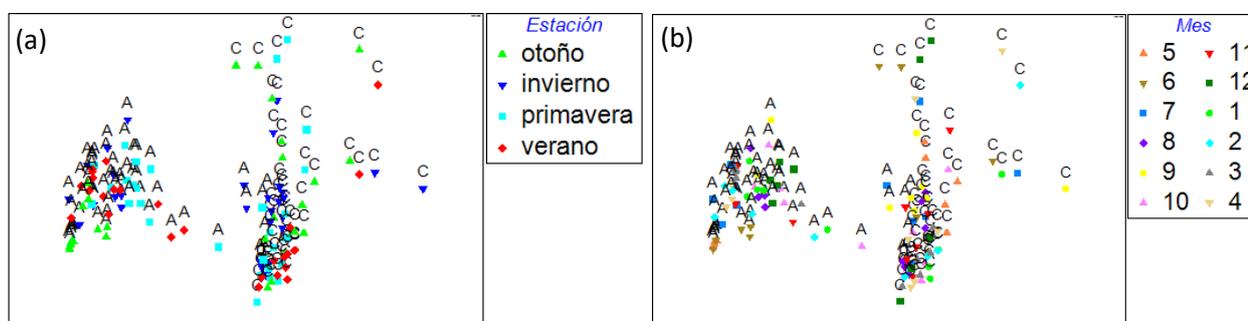
**Figure 3.4.** Variabilidad anual de la composición de la biomasa en el arbustal de *C. genistoides* (a) y en el arbustal de *A. patagonica* (c), y de la biomasa verde total en el arbustal de *C. genistoides* (b) y el arbustal de *A. patagonica* (d). Los componentes de la biomasa son: *Cyclolepis genistoides* (Cg), *Allenrolfea patagonica* (Ap), *Atriplex undulata* (Au), gramíneas (Gr), y esporádicas (Esp). Los sufijos indican a qué fracción de la biomasa corresponde la variable: verde (v), seco (s) rojo (r), hojas (h) y tallos (t).

El análisis de MDS permitió apreciar gráficamente las diferencias en la composición y abundancia de las distintas especies en los dos ambientes y estudiar la variabilidad interna espacial y temporal de cada uno. En la configuración bidimensional, cuyo estrés asociado fue de 0,12, el eje X representó principalmente la variabilidad entre los ambientes, mientras que el eje Y concentró la variabilidad interna de los mismos. Las muestras correspondientes al arbustal de *A. patagonica* se ubicaron principalmente a la izquierda del eje X y las correspondientes al arbustal de *C. genistoides* a la derecha del mismo. Sin embargo, en una zona intermedia entre los dos extremos e incluso integradas entre las muestras correspondientes al arbustal de *C. genistoides* se encontraron algunas parcelas correspondientes al arbustal de *A. patagonica* (Figura 3.5). De las especies más abundantes, la especie *A. patagonica* se encontró únicamente en el arbustal de *A. patagonica* y la especie *A. undulata* se encontró sólo en el arbustal de *C. genistoides*. Cada especie en su ambiente presentó

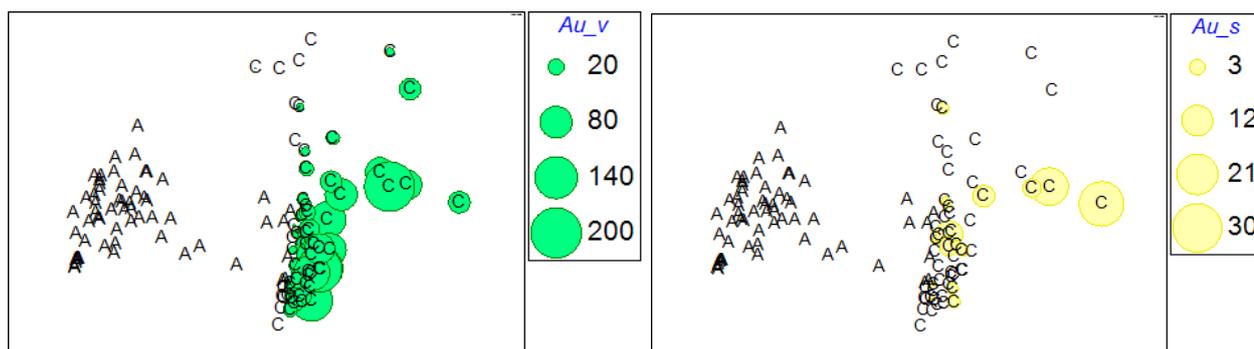
abundancias variables en las distintas parcelas. Por su parte, el grupo de gramíneas estuvo presente en ambos ambientes mostrando también abundancias variables.

La variabilidad interna de los grupos, concentrada principalmente a lo largo del eje Y resultó mayor dentro del arbustal de *C. genistoides* que dentro del arbustal de *A. patagonica* y representó mayormente la variabilidad espacial de la vegetación dentro de los ambientes. La variabilidad en las muestras del primero se debió principalmente a la presencia de la especie *F. juniperoides* en combinación con una reducida abundancia de gramíneas y de *A. undulata* en las muestras del sector superior del eje (Figuras 3.6, 3.8 y 3.9). La variabilidad dentro del arbustal de *A. patagonica* debió mayormente a las diferencias en las abundancias de las fracciones verde y roja de *A. patagonica* y a la abundancia de gramíneas. El resto de las especies evaluadas presentaron muy baja abundancia y reducida frecuencia de aparición (Figuras 3.10 a 3.16). En cuanto a las variaciones temporales, ni la estación del año (Figura 3.5 (a)) ni el mes (Figura 3.5 (b)) resultaron factores determinantes en el ordenamiento de las muestras.

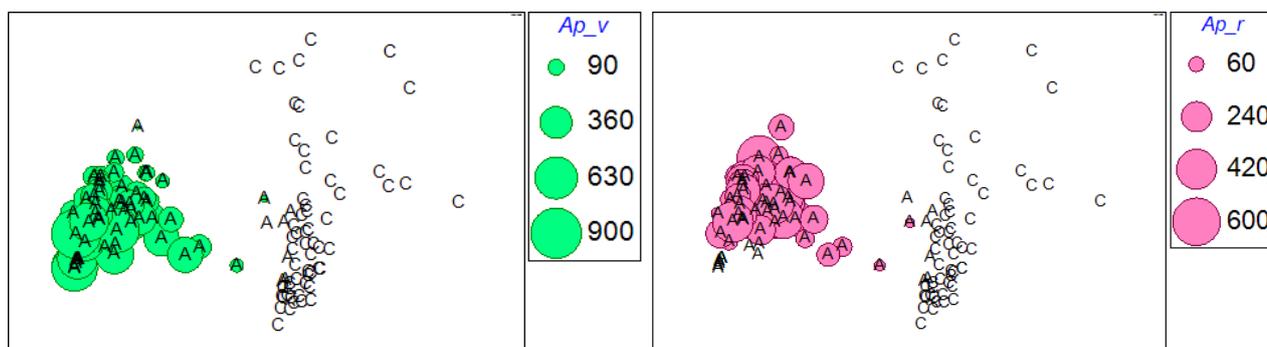
El análisis de ANOSIM permitió distinguir diferencias significativas en la cantidad y composición de la biomasa entre ambos ambientes (ANOSIM  $R = 0,72$ ,  $p = 0,001$ , disimilitud de 91,32). El arbustal de *C. genistoides* presentó una similitud interna de 36,06, dada principalmente por la biomasa verde y seca de gramíneas, con una contribución a la similitud intera del ambiente de 38 % y 39 % respectivamente, y en menor medida a la biomasa verde de *A. undulata* con una contribución del 14 %. La similitud interna del arbustal de *A. patagonica* (47,45) resultó mayor que la del arbustal de *C. genistoides* y la mayor contribución a su similitud interna estuvo dada por la biomasa de *A. patagonica* tanto verde (contribución del 61 %) como roja (33 %). Las 5 variables mencionadas contribuyeron tanto a la similitud interna de cada ambiente como a la disimilitud entre los mismos.



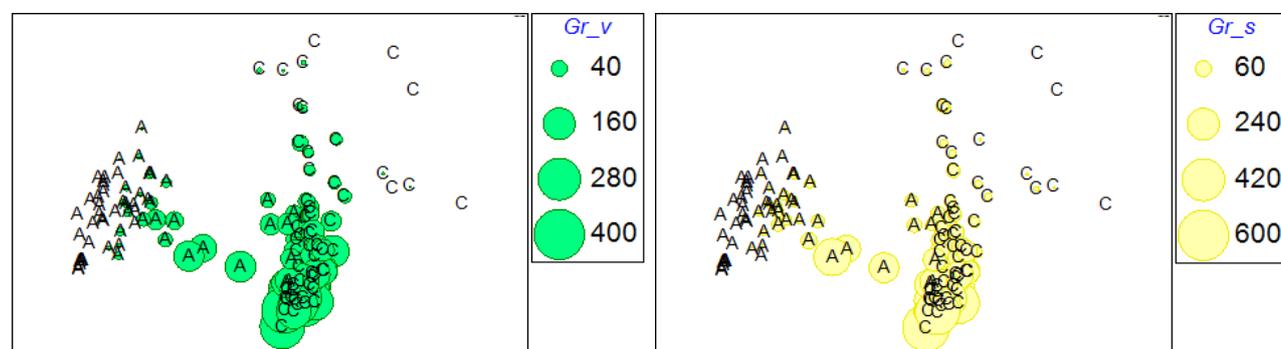
**Figura 3.5.** Configuración bidimensional del análisis de MDS (estrés asociado 0,12) para las muestras de biomasa vegetal del arbustal de *Allenrolfea patagonica* (A) y el arbustal de *Cyclolepis genistoides* (C). La coloración corresponde a (a) estación del año y (b) mes.



**Figura 3.6** Configuración bidimensional del análisis de MDS (estrés asociado 0,12) para las muestras de biomasa vegetal indicando en cada una de las parcelas relevadas la biomasa (en  $\text{g m}^{-2}$ ) de la especie *Atriplex undulata* (*Au*) discriminada según sus fracciones verde (*v*) y seca (*s*). A: arbustal de *Allenrolfea patagonica*, C: arbustal de *Cyclolepis genistoides*.

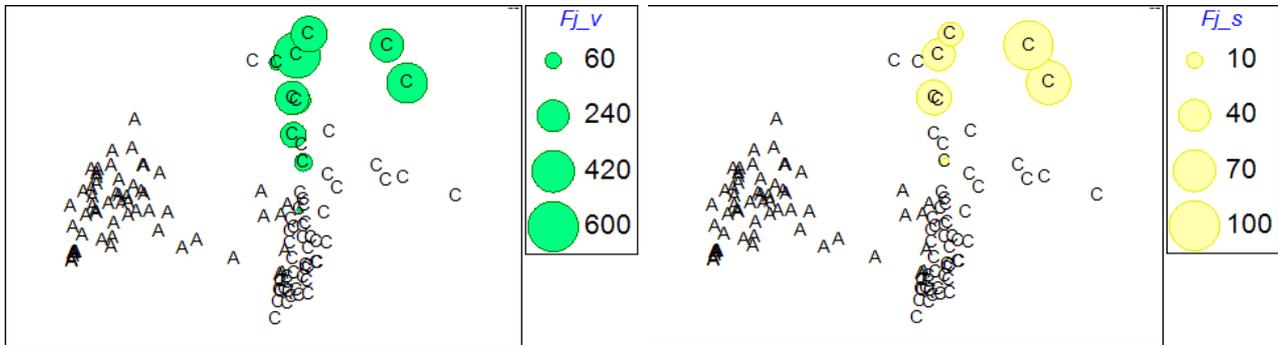


**Figura 3.7.** Configuración bidimensional del análisis de MDS (estrés asociado 0,12) para las muestras de biomasa vegetal indicando en cada una de las parcelas relevadas la biomasa (en  $\text{g m}^{-2}$ ) de la especie *Allenrolfea patagonica* (*Ap*) discriminada según sus fracciones verde (*v*) y roja (*r*). A: arbustal de *Allenrolfea patagonica*, C: arbustal de *Cyclolepis genistoides*.

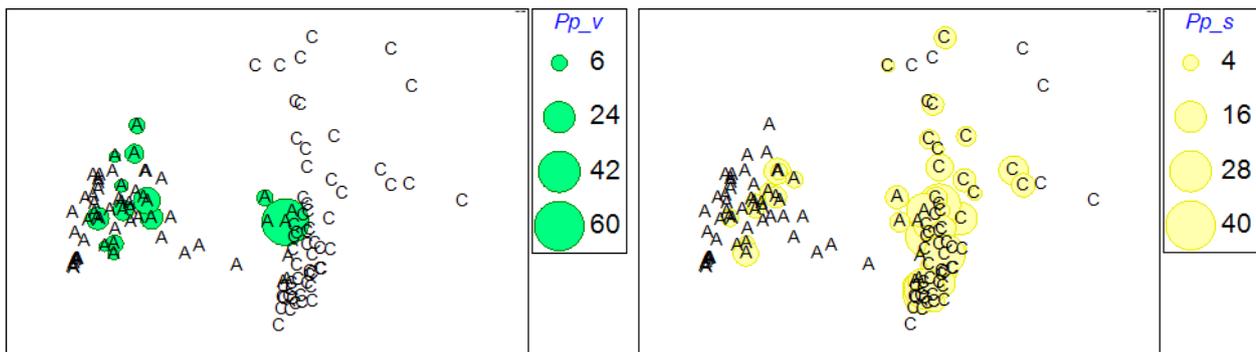


**Figura 3.8.** Configuración bidimensional del análisis de MDS (estrés asociado 0,12) para las muestras de biomasa vegetal indicando en cada una de las parcelas relevadas la biomasa (en  $\text{g m}^{-2}$ )

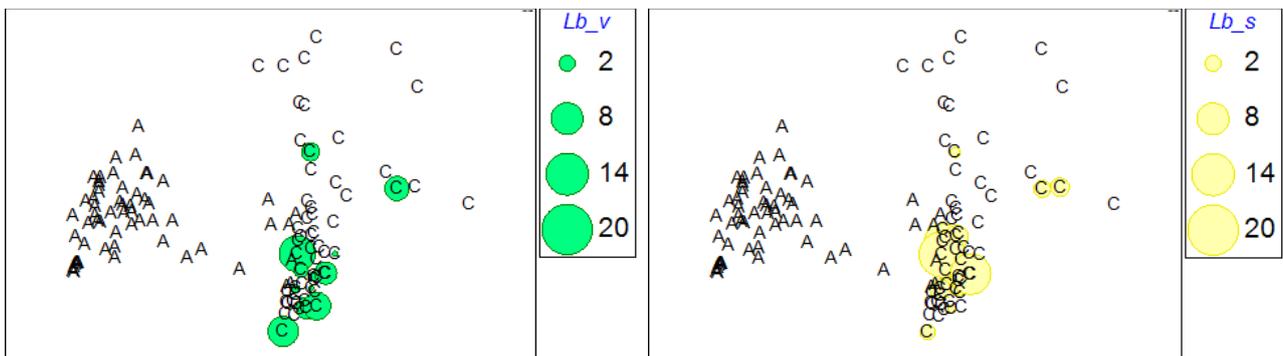
de gramíneas (*Gr*) discriminada según sus fracciones verde (*v*) y seca (*s*). A: arbustal de *Allenrolfea patagonica*, C: arbustal de *Cyclolepis genistoides*.



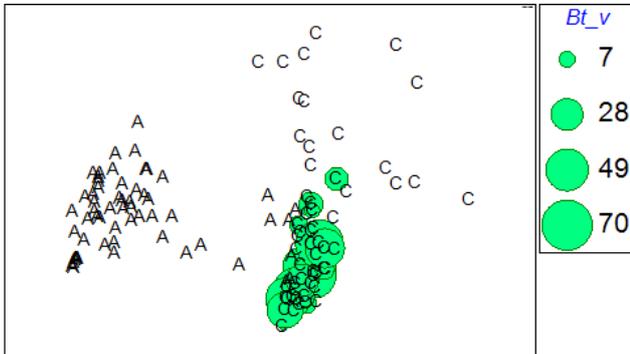
**Figura 3.9.** Configuración bidimensional del análisis de MDS (estrés asociado 0,12) para las muestras de biomasa vegetal indicando en cada una de las parcelas relevadas la biomasa (en  $\text{g m}^{-2}$ ) de la especie *Frankenia juniperoides* (*Fj*) discriminada según sus fracciones verde (*v*) y seca (*s*). A: arbustal de *Allenrolfea patagonica*, C: arbustal de *Cyclolepis genistoides*.



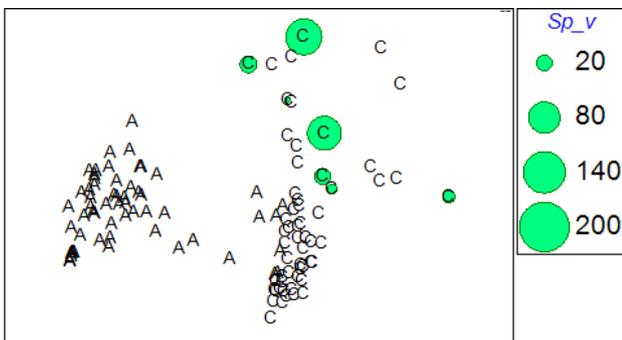
**Figura 3.10** Configuración bidimensional del análisis de MDS (estrés asociado 0,12) para las muestras de biomasa vegetal indicando en cada una de las parcelas relevadas la biomasa (en  $\text{g m}^{-2}$ ) de la especie *Plantago patagonica* (*Pp*) discriminada según sus fracciones verde (*v*) y seca (*s*). A: arbustal de *Allenrolfea patagonica*, C: arbustal de *Cyclolepis genistoides*.



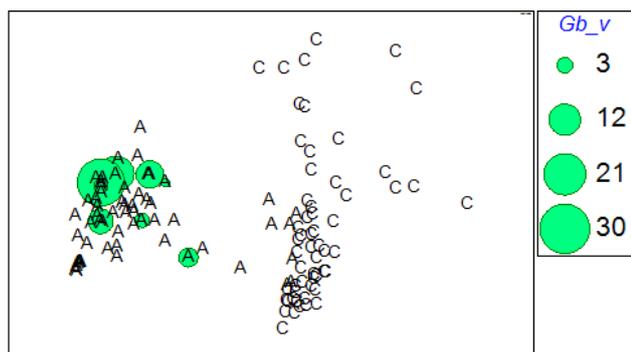
**Figura 3.11.** Configuración bidimensional del análisis de MDS (estrés asociado 0,12) para las muestras de biomasa vegetal indicando en cada una de las parcelas relevadas la biomasa (en  $\text{g m}^{-2}$ ) de la especie *Limonium brasiliense* (*Lb*) discriminada según sus fracciones verde (*v*) y seca (*s*). A: arbustal de *Allenrolfea patagonica*, C: arbustal de *Cyclolepis genistoides*.



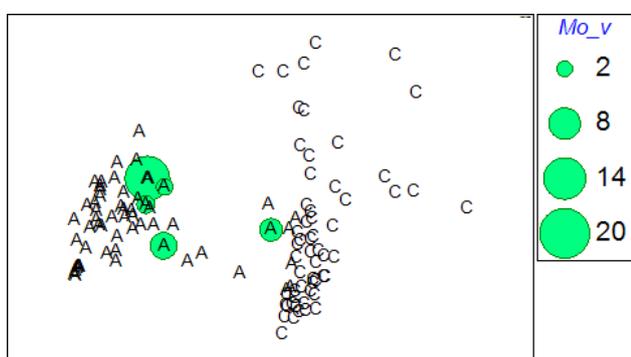
**Figura 3.12.** Configuración bidimensional del análisis de MDS (estrés asociado 0,12) para las muestras de biomasa vegetal indicando en cada una de las parcelas relevadas la biomasa (en  $\text{g m}^{-2}$ ) verde (*v*) de la especie *Baccharis tenella* (*Bt*). La especie no presentó biomasa seca. A: arbustal de *Allenrolfea patagonica*, C: arbustal de *Cyclolepis genistoides*.



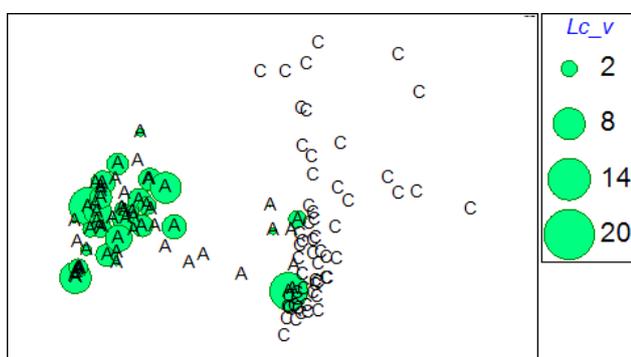
**Figura 3.13.** Configuración bidimensional del análisis de MDS (estrés asociado 0,12) para las muestras de biomasa vegetal indicando en cada una de las parcelas relevadas la biomasa (en  $\text{g m}^{-2}$ ) verde (*v*) de la especie *Sarcocornia perennis* (*Sp*). La especie no presentó biomasa roja. A: arbustal de *Allenrolfea patagonica*, C: arbustal de *Cyclolepis genistoides*.



**Figura 3.14.** Configuración bidimensional del análisis de MDS (estrés asociado 0,12) para las muestras de biomasa vegetal indicando en cada una de las parcelas relevadas la biomasa (en  $\text{g m}^{-2}$ ) verde (v) de la especie *Grahamia bracteata* (Gb). La especie no presentó biomasa roja. A: arbustal de *Allenrolfea patagonica*, C: arbustal de *Cyclolepis genistoides*.



**Figura 3.15.** Configuración bidimensional del análisis de MDS (estrés asociado 0,12) para las muestras de biomasa vegetal indicando en cada una de las parcelas relevadas la biomasa (en  $\text{g m}^{-2}$ ) verde (v) de la especie *Melilotus officinalis* (Mo). La especie no presentó biomasa seca. A: arbustal de *Allenrolfea patagonica*, C: arbustal de *Cyclolepis genistoides*.



**Figura 3. 16.** Configuración bidimensional del análisis de MDS (estrés asociado 0,12) para las muestras de biomasa vegetal indicando en cada una de las parcelas relevadas la biomasa (en  $\text{g m}^{-2}$ )

verde (v) de la especie *Lycium chilense* (Lc). La especie no presentó biomasa seca. A: arbustal de *Allenrolfea patagonica*, C: arbustal de *Cyclolepis genistoides*.

### 3.5. Discusión

Los resultados obtenidos en este capítulo fueron consistentes con la hipótesis de que las diferencias topográficas a escala de paisaje generan cambios significativos en las propiedades del suelo. Los resultados mostraron también que estas diferencias edáficas derivadas de las características topográficas condicionan el tipo de vegetación presente y la dinámica de la biomasa.

El contenido de materia orgánica del suelo resultó similar en ambos ambientes y no mostró variaciones importantes a lo largo del año. Contrariamente, la salinidad del suelo y la salinidad del agua intersticial mostraron gran variabilidad temporal en ambos ambientes. En nuestro estudio, sus mayores valores ocurrieron durante el verano que es cuando las altas temperaturas producen un aumento en la evapotranspiración favoreciendo el ascenso capilar de agua subterránea salina y, como resultado, la acumulación de sales en la superficie del suelo (Duchaufour, 1982; Bakker, 1985; Jolly et al., 2008). Krüger y Peinemann (1991) estudiaron la salinidad del suelo en el área y encontraron un patrón similar de variabilidad con alta salinidad superficial durante los meses más cálidos en comparación con los valores hallados el resto del año. En suelos de granulometría relativamente fina, del tipo de los franco-arcillosos descritos por estos autores para el área de estudio, el fenómeno de ascenso capilar puede alcanzar alturas de varios metros (Henin et al., 1972; Gavande, 1976) afectando así ambos ambientes al menos en algún período del año.

En cuanto a las diferencias en la salinización de verano entre los dos ambientes, el aumento en la salinidad del arbustal de *A. patagonica* resultó mayor que en el arbustal de *C. genistoides* tanto para la salinidad del suelo como para la salinidad del agua intersticial. Si bien la influencia particular de distintos factores como la precipitación, la evapotranspiración y las oscilaciones de la capa freática produce modificaciones en la salinidad, el resultado final surge de la compleja combinación de sus efectos individuales, que varía en cada ambiente de acuerdo a sus características (Krüger y Peinemann, 1991).

El comportamiento de la capa freática resultó similar en ambos ambientes, aunque se encontraron ciertas diferencias. Los cambios de nivel de la capa estuvieron asociados a la combinación entre las precipitaciones y la temperatura. En el arbustal de *C. genistoides*, los descensos más pronunciados correspondieron a los meses más cálidos del año (noviembre-febrero). En 2015 durante este período se registraron abundantes precipitaciones que moderaron el descenso del nivel volviéndolo menos pronunciado que respecto al mismo período de 2016 en el cual las precipitaciones resultaron menos abundantes. Los mismos movimientos en el nivel de la capa se

registraron en el arbustal de *A. patagonica* para esos períodos con un descenso más pronunciado en 2016 que en 2015.

A lo largo del período de registro se identificaron dos eventos de ascenso abrupto del nivel freático que se evidenciaron de manera diferente en los dos ambientes. El primero, mostró antelación en el inicio del ascenso en el arbustal de *A. patagonica* respecto al arbustal de *C. genistoides* y el segundo, evidenció mayor magnitud de cambio en el arbustal de *A. patagonica* que en el arbustal de *C. genistoides*. En ambas fechas, el registro de precipitaciones mostró eventos de abundantes lluvias para las dos localidades utilizadas. Los resultados sugieren que en el arbustal de *A. patagonica*, ubicado en la base de la escarpa, el nivel freático es mucho más sensible a las precipitaciones que ocurren en las zonas altas en los alrededores de Bahía Blanca (área de recarga). Al alejarnos de la zona de descarga, en el arbustal de *C. genistoides*, los niveles estarían menos afectados por las precipitaciones.

A pesar de la poca distancia entre los puntos de registro de la profundidad de la capa freática, la diferencia en el impacto de las lluvias regionales sobre el nivel de la capa produce una diferencia significativa en las condiciones ambientales a las que está sometida la vegetación. Durante el período de registro el agua subterránea en el arbustal de *A. patagonica* alcanzó la superficie, evento que no se registró para el arbustal de *C. genistoides*. Este tipo de eventos sería frecuente durante períodos de varios años consecutivos caracterizados por lluvias superiores a la media de la región.

Piovan (2016) evaluó la condición hidrológica de estos ambientes en períodos húmedos y secos utilizando imágenes satelitales. Sus resultados mostraron que, durante el año 2004, en un período caracterizado como extremadamente lluvioso para el área, toda la superficie correspondiente al arbustal de *A. patagonica* presentó suelos con condiciones de saturación, mientras que en el arbustal de *C. genistoides* sólo algunos sectores presentaron esta característica. Esta dinámica impone condiciones de estrés adicionales al establecimiento de la vegetación.

En respuesta a las diferencias en el ambiente físico, la composición de la biomasa en ambos ambientes y el comportamiento estacional de la misma resultaron diferentes. En el arbustal de *C. genistoides*, se observó una estacionalidad clara tanto en la biomasa verde como en la biomasa total. Como se mencionó anteriormente, uno de los mayores aportes a la biomasa en este ambiente está dado por las gramíneas. Es posible que la estacionalidad observada se deba principalmente a la dinámica fenológica que caracteriza a las gramíneas presentes en este ambiente. Según lo descrito por Verettoni, (1974) para la zona, la mayoría de estas gramíneas presentan un ciclo de crecimiento anual que comienza lentamente a fines del invierno y alcanzan su máximo desarrollo y florecen durante el verano. De la misma manera *C. genistoides* inicia su rebrote en primavera lo cual se evidencia en la variación de la abundancia de hojas verdes de esta especie en ambos ambientes. Sin

embargo, al contribuir escasamente a la biomasa por su bajo peso, esta estacionalidad no se traduce a la biomasa verde ni a la biomasa total.

En el arbustal de *A. patagonica*, donde el mayor aporte a la biomasa total corresponde a la especie *A. patagonica* la biomasa no mostró una estacionalidad clara. Sin embargo, se observó cierta variabilidad en las relaciones de proporción entre sus fracciones verde y roja. Como se mencionó anteriormente, las altas salinidades producen en la especie *A. patagonica* una respuesta fisiológica condicionada por el estrés asociada a la biosíntesis de betalainas que generan el enrojecimiento de las hojas (Walter, 1984). Debido a esta respuesta fisiológica, la coloración de la planta y, como consecuencia, la proporción de biomasa correspondiente a la fracción roja está relacionada con el nivel de estrés al que estuvo expuesta.

En la configuración bidimensional obtenida del análisis de MDS, se pudo apreciar la composición vegetal diferencial de ambos ambientes. Sin embargo, algunas muestras del arbustal de *A. patagonica* aparecieron integradas a las muestras del arbustal de *C. genistoides*. Al estudiar la abundancia de las distintas especies en cada muestra, se observó que este patrón fue generado por la abundancia de gramíneas. Si bien este grupo de plantas se encontró en ambos ambientes, en general presentó mayor abundancia en las muestras del arbustal de *C. genistoides*. Por esto, las parcelas del arbustal de *A. patagonica* que presentaron abundancias intermedias de gramíneas y baja abundancia de su especie característica *A. patagonica*, resultaron más similares a las del arbustal de *C. genistoides* que al resto de las muestras de su ambiente.

La distribución en el plano a lo largo del eje Y se encontró asociada a la variabilidad espacial dentro de los ambientes. En el arbustal de *A. patagonica* la variabilidad entre las muestras a lo largo de este eje resultó reducida. En el arbustal de *C. genistoides*, la variabilidad fue mayor y se debió principalmente a las relaciones de abundancia entre *A. undulata*, *F. juniperoides* y el grupo de gramíneas. En el trabajo de campo realizado se observó el desarrollo de parches monoespecíficos de *F. juniperoides* dentro del arbustal de *C. genistoides*. Esta estructura se plasmó en los resultados obtenidos ya que las parcelas en las que se registró esta especie prácticamente no se registraron especies acompañantes. Además, la estructura de parches coincide con el hecho de que, de todas las parcelas relevadas a lo largo del muestreo, sólo en algunas pocas se registró *F. juniperoides*.

Por otro lado, la distribución espacial de las muestras en el MDS no mostró asociación a parámetros temporales como el mes o la estación del año. Es decir que la composición de la comunidad y las abundancias relativas de las especies no variaron a lo largo del año con un patrón evidente, sino que la mayor variabilidad interna de cada ambiente correspondió a la componente espacial, mostrando parcelas del mismo mes con composiciones variables.

La composición diferencial de la vegetación en ambos ambientes probablemente se deba a las características edáficas e hidrológicas propias de cada uno. Es importante tener en cuenta que la probabilidad de saturación del suelo es mayor en el arbustal de *A. patagonica* lo cual puede ser un factor determinante en la composición de la biomasa.

Considerando las variables edáficas medidas en este trabajo (salinidad, contenido de agua y materia orgánica) la que mostró mayor contraste entre uno y otro ambiente fue la salinidad. En este sentido, ensayos de germinación realizados con plantas del lugar mostraron que las condiciones de media y alta salinidad pueden reducir de manera significativa la germinación de *A. undulata* hasta un nivel de germinación mínimo de 10 % a altas salinidades. *A. patagonica*, en cambio, se mostró menos afectada por la salinidad siendo capaz de germinar en condiciones de media y alta salinidad, con un mínimo de germinación por encima del 25 % a altas salinidades (Piovan et al., en prensa). A su vez, ambas especies presentan diferentes mecanismos de tolerancia a la salinidad. *A. patagonica* corresponde al grupo de halófilas acumuladoras de sales que son las más resistentes a la salinidad. En estas especies el plasma celular es extremadamente permeable a las sales, permitiéndoles así acumular enormes cantidades. *A. undulata*, en cambio pertenece al grupo de las plantas secretoras de sales, en las cuales la sal absorbida es depositada en pelos o glándulas en la superficie de la hoja para luego ser liberada al exterior y cuya tolerancia a la sal suele ser inferior (Krüger y Peinemann, 1996). Esta tolerancia diferencial a la salinidad en distintos estadios de su ciclo de vida contribuye a explicar la aparición de estas especies en uno u otro ambiente.

El análisis de las propiedades del suelo y la hidrología de los ambientes permitió identificar los principales condicionantes que presentan los sitios evaluados a la composición de especies y a la dinámica de la biomasa. Las diferencias topográficas entre los ambientes resultaron en una salinización diferencial. La mayor salinización estival acompañada de una mayor probabilidad de inundación, determinan en el arbustal de *A. patagonica* niveles más altos de estrés. Contrariamente, en el arbustal de *C. genistoides* las menores salinidades y una probabilidad más baja de saturación del suelo resultan en un ambiente de menor hostilidad para el desarrollo de la vegetación. La especie *A. undulata*, con una menor tolerancia a la salinidad, estuvo presente únicamente en el arbustal de *C. genistoides* que corresponde al ambiente con menores niveles de estrés. Por otro lado, la presencia de *A. patagonica* se encontró restringida al ambiente con mayores niveles de estrés resultando ausente en sitios de menor salinidad. En el contexto de un gradiente de estrés, el arbustal de *A. patagonica* representaría el extremo desfavorable dentro de un gradiente de salinidad, donde una especie menos tolerante, como *A. undulata* no puede persistir. En el arbustal de *C. genistoides*, que representa el extremo más benigno del gradiente considerado, una especie muy tolerante como *A. patagonica*

podría estar siendo desplazada por especies con una menor tolerancia, pero mayor habilidad competitiva.

## **CAPÍTULO 4**

**Evaluación de la utilidad de índices espectrales de banda ancha derivados del sensor OLI del satélite Landsat 8 para monitorear la biomasa aérea y la salinidad en ambientes perimarineros del estuario de Bahía Blanca**

#### 4.1. Introducción

Las imágenes satelitales y los índices espectrales de banda ancha derivados de ellas han sido usados ampliamente para estudiar el comportamiento de la cubierta vegetal (Eisfelder et al., 2012). La señal recibida por el satélite proviene de la combinación de la energía reflejada por los distintos componentes de la superficie relevada. En este sentido, la disponibilidad de una gran variedad de índices ofrece la oportunidad de seleccionar el índice adecuado según las características del ambiente que se quiera estudiar.

La vegetación tiene una respuesta espectral característica en la región visible e infrarroja del espectro, que permite distinguirla del resto de las coberturas de la superficie terrestre. Dentro del espectro visible, la firma espectral típica de la vegetación tiene baja reflectancia en las porciones azul y roja del espectro, debida a la absorción de la clorofila y un pico de reflectancia en las longitudes de onda correspondientes al verde. En la zona del espectro correspondiente al infrarrojo cercano, la reflectancia generalmente es mayor que en el espectro visible debido a las propiedades ópticas de los agregados celulares de las hojas (Chuvieco, 1995).

Diferencias estructurales entre hojas de distintas especies pueden modificar esta curva de reflectancia característica. Por ejemplo, la presencia de tricomas aumenta la reflectancia de la superficie foliar, con un fuerte efecto en el visible pero variable en el infrarrojo cercano (Ehleringer et al., 1976; Slaton et al., 2001). Una vez que la luz penetra en el interior de la hoja, su espesor determina procesos complejos de reflexión interna y dispersión, que dependen entre otros factores del contenido de agua de la hoja, de su forma y de su estado fenológico (Fukshansky et al., 1993; Chuvieco, 1995). Finalmente, cada especie posee una composición variable de pigmentos que interactúan con la luz de manera diferente (Sims y Gamon, 2002). Sin embargo, para un mismo tipo de vegetación, la intensidad de la absorción en el rojo y la reflectancia en el infrarrojo cercano están relacionadas con la cantidad de biomasa fotosintética presente en la superficie. Los índices verdes como el NDVI hacen uso de estas propiedades ópticas de la vegetación y combinan la información proveniente las porciones roja e infrarroja del espectro para estimar variables como la cobertura vegetal, la cantidad de biomasa o el índice de área foliar (Tucker, 1979).

En zonas con abundante vegetación (alta cobertura o biomasa) índices verdes como el NDVI y el EVI (índice de vegetación mejorado) han dado buenos resultados en la estimación de parámetros relacionados con la biomasa y la productividad vegetal (Paruelo et al., 2000; Piñeiro et al., 2006; Mbow et al., 2013). En los ambientes con menos vegetación y mayor cobertura de suelo desnudo, como es el caso de los ambientes semiáridos, la energía reflejada por el canopeo se combina con la señal del suelo (Xiao y Moody, 2005) dificultando el monitoreo de la vegetación. En este contexto los índices verdes ajustados por suelo como el SAVI (índice de vegetación ajustado por suelo) y el

MSAVI (índice de vegetación ajustado por suelo modificado) resultan útiles para minimizar la influencia del suelo en la señal proveniente de la vegetación (Huete, 1988; Baret y Guyot, 1991; Qi et al., 1994; Gilabert et al., 2002).

La reflectancia del suelo depende de numerosos factores (Ben-Dor et al., 1999, 2002; Brown et al., 2006). Ciertas propiedades del suelo como la cantidad de materia orgánica, la composición mineral y la textura son características de un sitio en particular y resultan relativamente invariantes en el corto plazo. Otras características, sin embargo, pueden presentar grandes variaciones en poco tiempo, en respuesta a eventos climáticos. Dentro de estas propiedades se encuentran, por ejemplo, el contenido de agua y la salinidad (Weidong et al., 2002).

Los suelos salinos presentan en general, mayor reflectancia que los no salinos (Metternicht y Zinck, 2003; Douaoui et al., 2006; Wang et al., 2012; Allbed et al., 2014; Domínguez-Beisiegel et al., 2016). Además, la salinidad del suelo puede presentar grandes variaciones entre las fechas de adquisición del satélite y su efecto en la señal puede ser superior al producido por las variaciones en la biomasa. Debido a esto, el ajuste por suelo de los índices estándar puede resultar insuficiente en ambientes salinos y el monitoreo de la vegetación en este tipo de ambientes presenta dificultades adicionales.

Al igual que la biomasa vegetal, la salinidad del suelo puede ser estimada a través del uso de índices espectrales derivados de datos satelitales (Douaoui et al., 2006). En este caso la problemática es inversa, ya que la señal de la vegetación puede interferir en el monitoreo de la salinidad, principalmente en sitios con biomasa o cobertura abundante. Numerosos índices de banda ancha, como los distintos SI (índice de salinidad) y el BI (índice de brillo) han sido utilizados para el monitoreo de la salinidad (Allbed et al., 2014; Gorji et al., 2017).

El objetivo de este capítulo fue evaluar la utilidad de índices espectrales de banda ancha, derivados del sensor OLI (*Operational Land Imager*) del satélite Landsat 8 para monitorear dos ambientes perimarineros salinos del estuario de Bahía Blanca que corresponden al arbustal de *C. genistoides* y al arbustal de *A. patagonica* caracterizados en el capítulo anterior. En los sitios estudiados en este trabajo, la cobertura vegetal es relativamente alta con respecto a otros ambientes salinos, pero al mismo tiempo, es frecuente la formación de una costra salina muy reflectiva en la superficie de suelo. Debido a estas dos características, se evaluó la posibilidad de monitorear a través de sensores remotos tanto la biomasa aérea de la vegetación como la salinidad del suelo.

Para este capítulo se consideraron las siguientes hipótesis: (1) tanto la composición de especies como la cantidad de biomasa tienen un efecto sobre la respuesta espectral de la superficie; (2) la cobertura de suelo desnudo y la salinidad tienen un efecto significativo en la respuesta espectral de la superficie que interfiere con la respuesta espectral de la vegetación.

## 4.2. Metodología

### 4.2.1. Procesamiento de imágenes y obtención de datos satelitales

Para la obtención de datos satelitales, se utilizaron imágenes multispectrales del sensor OLI a bordo del satélite Landsat 8 (Tabla 4.1). Este satélite presenta una frecuencia de revisita de 16 días. Para el trabajo se utilizaron imágenes de reflectancia de superficie obtenidas a través de la página web del USGS (*United States Geological Survey*, <https://earthexplorer.usgs.gov/>). Estas imágenes son un producto generado por el sistema *Landsat Surface Reflectance Code* (LaSRC, Vermote et al., 2016) basado en el modelo 6S de transferencia radiativa, que corrige los efectos de la absorción y dispersión de aerosoles y gases atmosféricos. El LaSRC utiliza para la corrección de las imágenes información proveniente de la banda 1 (0,433–0,450  $\mu\text{m}$ ) del sensor OLI, que es particularmente útil para estimar propiedades de los aerosoles e incorpora al procesamiento datos auxiliares del sensor MODIS. El procesamiento parte de imágenes L1TP (*Level-1 Precision and Terrain corrected*) que son imágenes corregidas radiométricamente (valores de radiancia), georreferenciadas utilizando puntos de control y ortorrectificadas utilizando modelos digitales de elevación, manteniendo el error cuadrado medio de imagen a imagen por debajo de los 12 m. El producto de reflectancia de superficie hereda estas características.

**Tabla 4.1.** Denominación y características de las bandas correspondientes al sensor OLI (*Operational Land Imager*) a bordo del satélite Landsat 8.

Banda	Longitudes de onda( $\mu\text{m}$ )	Resolución (metros)
Ultra Azul	0,435 – 0,451	30
Azul (B)	0,452 – 0,512	30
Verde (G)	0,533 – 0,590	30
Rojo (R)	0,636 – 0,673	30
Infrarrojo cercano (NIR)	0,851 – 0,879	30
Infrarrojo medio 1 (SWIR1)	1,566 – 1,651	30
Infrarrojo medio 2 (SWIR2)	2,107 – 2,294	30
Pancromática	0,503 – 0,676	15
Cirrus	1,363 – 1,384	30

Para el trabajo se utilizaron todas las imágenes libres de nubes en la zona de muestreo entre mayo de 2015 y abril de 2016, obteniéndose un total de 27 imágenes. Para el mes de agosto no se encontraron imágenes utilizables. Para comenzar el trabajo, se realizó un *subset* espectral de las imágenes en el que se incorporaron las bandas correspondientes a azul (B), verde (G), rojo (R),

infrarrojo cercano (NIR), e infrarrojo medio (SWIR1 y SWIR2). Para la obtención de los datos espectrales se definieron en cada ambiente (arbustal de *A. patagonica* y arbustal de *C. genistoides*) 10 regiones de interés (ROIs) de entre 9 y 12 píxeles, evitando los píxeles en contacto con áreas vecinas. En cada ambiente se definió una ROI adicional centrada en el área en que se realizaron las cosechas de biomasa descritas en el capítulo 3, para evaluar la relación entre las estimaciones de campo y los datos espectrales.

#### **4.2.2. Espectrorradiometría de campo**

El 18 de enero de 2018 se realizaron mediciones con un espectrorradiómetro Ocean Optics modelo HR4000CG (200 – 1100 nm) para caracterizar las variaciones en la reflectancia de superficie asociadas a distintos componentes presentes en la cubierta. El muestreo se realizó en condiciones de cielo despejado entre las 12:00 y las 15:30 horas utilizando una fibra óptica de 100  $\mu\text{m}$  de diámetro y ángulo de apertura 25°. Se relevaron en total 4 parcelas realizando tomas sucesivas entre las cuales se introdujeron modificaciones en sus componentes (más adelante se describen en detalle los procedimientos seguidos a campo). Para cada medición, se realizaron tres lecturas sucesivas: la curva espectral de la energía saliente de la superficie (en *counts* o ND), la curva espectral de la energía reflejada por un blanco Spectralon y la energía de fondo que registra el sistema de medición cuando la entrada de luz se encuentra bloqueada (ruido). Las mediciones se realizaron en forma perpendicular a la superficie, a una altura fija sobre el canopeo (aproximadamente 1,5 m). Para cada medición se realizaron 5 adquisiciones.

Luego de realizadas las mediciones se procedió a la cosecha de toda la biomasa aérea presente en la superficie circular observada. La biomasa se separó en fracciones, se secó y se pesó con la misma metodología descrita en el capítulo 3.

#### **4.2.3. Análisis de datos**

##### **4.2.3.1. Datos satelitales**

Para la caracterización espectral de cada ambiente, las firmas espectrales extraídas de las ROIs fueron promediadas por fecha y estación del año (otoño, invierno, verano, primavera) obteniéndose así una firma espectral estacional para cada ambiente. Además, se utilizaron los valores de reflectancia para la estimación de índices de vegetación (NDVI, SAVI, MSAVI2) y de salinidad (SI1, SI2, SI3, BI; ver Tabla 4.2).

Los índices de vegetación utilizados pueden ser clasificados en dos grupos: los que no consideran la contribución del suelo a la reflectancia de la superficie, como en NDVI, y los que incorporan un parámetro de ajuste para minimizar la influencia del suelo en la señal de la vegetación

recibida por el satélite, como el SAVI y el MSAVI2. A su vez, los índices ajustados por suelo se pueden diferenciar según el tipo de factor de ajuste que incorporan pudiendo este ser fijo, como es el caso del SAVI (L), o dinámico, como en el caso del MSAVI2.

Los índices de salinidad también pueden ser divididos en dos tipos según las zonas del espectro que involucra su cálculo: los que sólo consideran las bandas correspondientes a la zona del visible, como el SI1 y el SI2, o los que, como el SI3 y el BI, combinan en su cálculo tanto la reflectancia en el espectro visible como la correspondiente al infrarrojo. Para describir la variabilidad anual de los índices, se promediaron sus valores de manera de obtener dentro de cada ambiente un valor por fecha para cada índice.

**Tabla 4.2.** Lista de los índices de vegetación y de salinidad estimados en este trabajo.  $\rho_B$ ,  $\rho_G$ ,  $\rho_R$ ,  $\rho_{NIR}$  and  $\rho_{SWIR1}$  corresponden a la reflectancia en las bandas de azul, verde, rojo, infrarrojo cercano e infrarrojo medio respectivamente. L es el factor de ajuste por suelo. NDVI: índice de vegetación de diferencia normalizada, SAVI: índice de vegetación ajustado por suelo, MSAVI: índice de vegetación ajustado por suelo modificado; SI: índice de salinidad, BI: índice de brillo.

Índice	Ecuación del índice	Referencia
NDVI	$\frac{\rho_{NIR} - \rho_R}{\rho_{NIR} + \rho_R}$	Rouse et al. (1974)
SAVI	$\left(\frac{\rho_{NIR} - \rho_R}{\rho_{NIR} + \rho_R + L}\right) (1 + L)$	Huete (1988)
MSAVI2	$\frac{2\rho_{NIR} + 1 - \sqrt{(2\rho_{NIR} + 1)^2 - 8(\rho_{NIR} - \rho_R)}}{2}$	Qi et al. (1994)
SI1	$\sqrt{\rho_B \times \rho_R}$	Khan et al. (2001)
SI2	$\sqrt{\rho_G \times \rho_R}$	Douaoui et al. (2006)
SI3	$\sqrt{\rho_R \times \rho_{NIR}}$	Dehni y Lounis, (2012)
BI	$\sqrt{\rho_R^2 + \rho_{NIR}^2}$	Khan et al. (2001)

#### 4.2.3.2. Relación entre datos satelitales y estimaciones de campo

Para las correlaciones entre los índices de vegetación y salinidad y las estimaciones de campo se utilizaron los valores de biomasa y salinidad obtenidos en el capítulo anterior. Las estimaciones de

biomasa correspondientes a muestras de la misma fecha fueron promediadas de manera de obtener un valor mensual promedio para cada especie y fracción. Se estimaron también los promedios mensuales para las fracciones verde, seca y roja, así como la proporción de verde (biomasa verde/biomasa total) considerando todas las especies juntas. De la misma manera, los valores de salinidad del suelo y salinidad del agua intersticial fueron promediados obteniéndose una estimación por fecha y ambiente para cada uno de los dos parámetros.

Para estudiar la relación entre los índices espectrales y los datos de campo se utilizaron los índices estimados a partir de las muestras (ROI) centradas en el área de relevamiento de campo de cada ambiente. Se realizaron análisis de correlación de Pearson entre las estimaciones de biomasa y salinidad (salinidad del suelo y salinidad del agua intersticial) y los índices espectrales. Para las correlaciones que involucraron la biomasa se consideró la imagen libre de nubes de fecha más próxima a los muestreos sin superar en ningún caso una diferencia de 7 días entre el paso del satélite y el relevamiento de campo, asumiendo que dentro de este período de tiempo no ocurre un cambio significativo en la biomasa. Dado que la salinidad puede presentar grandes variaciones en períodos de tiempo cortos, para las correlaciones entre las estimaciones de salinidad y los índices espectrales se utilizaron únicamente las imágenes cuya fecha coincidió con el muestreo de campo.

Las correlaciones entre los índices de vegetación y las estimaciones de biomasa se realizaron dos veces. La primera, considerando todos los meses y la segunda excluyendo del análisis los meses con mayores valores de salinidad en ambos ambientes. En todos los casos, se utilizó como medida de la utilidad del índice el coeficiente de correlación ( $\rho$ ) y se consideraron como significativas las correlaciones con un  $p$  menor a 0,05. Los análisis se realizaron con el programa R (R Core Team, 2013).

#### 4.2.3.3. Espectrorradiometría de campo

Los registros del espectrorradiómetro fueron procesados en el gabinete. Las 5 adquisiciones correspondientes a cada medición fueron promediadas y se le restó la señal de ruido correspondiente. A partir de los valores de ND para cada longitud de onda ( $\lambda$ ), la reflectancia espectral de la superficie ( $\rho(\lambda)$ ) se estimó como

$$\rho(\lambda) = \text{energía saliente de la superficie } (\lambda) / \text{energía reflejada por el blanco } (\lambda)$$

De este modo, se obtuvo una curva de reflectancia espectral por parcela y estado (ver Tabla 4.5). A partir de las firmas espectrales completas, se integraron los valores de reflectancia

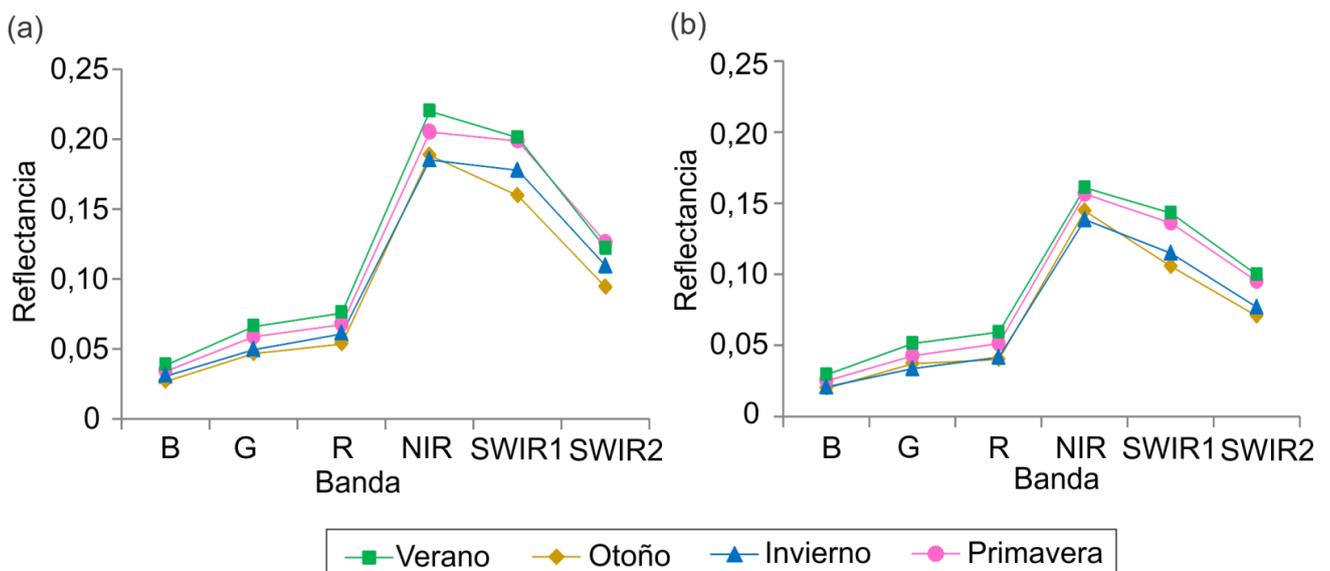
considerando las funciones de respuesta espectral de las bandas del sensor OLI (Tabla 4.1). Con los valores de las bandas simuladas se calcularon índices espectrales de banda ancha (Tabla 4.2).

### 4.3. Resultados

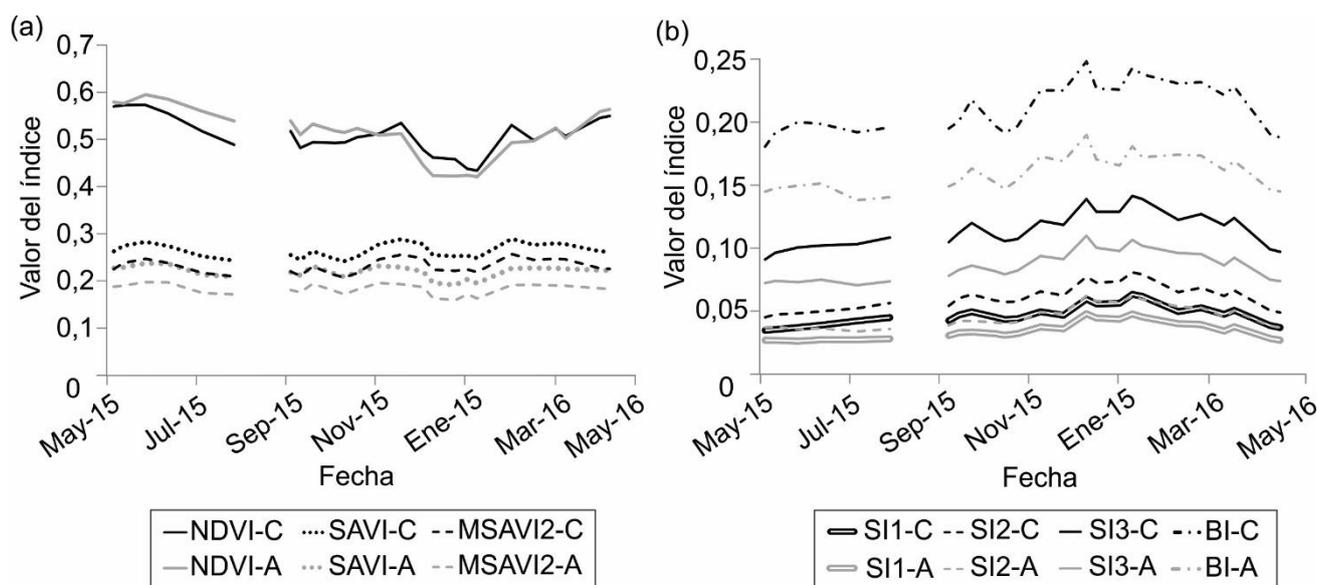
#### 4.3.1. Datos satelitales

Las firmas espectrales estacionales mostraron un comportamiento similar en ambos ambientes, con valores más bajos de reflectancia en la zona del visible, correspondiente a las bandas azul (B), verde (G) y rojo (R), y valores más altos hacia la zona del infrarrojo, correspondiente a las bandas infrarrojo cercano (NIR) e infrarrojo medio (SWIR1 y SWIR2). En ambos ambientes los mayores valores de reflectancia para todas las bandas se observaron en verano y los menores durante el invierno y el otoño (Figura 4.1).

El comportamiento anual de los índices espectrales estimados fue similar entre ambos ambientes. Los índices de vegetación (NDVI, SAVI, MSAVI2) mostraron en ambos ambientes menores valores durante diciembre y enero. A lo largo de toda la serie de tiempo, el SAVI y el MSAVI2 mostraron valores menores que el NDVI (Figura 4.2 (a)). Los índices de salinidad (SI1, SI2, SI3, BI) alcanzaron en ambos ambientes sus mayores valores a comienzos del verano coincidiendo con el momento en el cual los índices de vegetación alcanzaron sus menores valores. Todos los índices de salinidad mostraron mayores valores en el arbustal de *C. genistoides* que en el arbustal de *A. patagonica* (Figura 4.2 (b)).



**Figura 4.1.** Firmas espectrales estacionales del arbustal de *Cyclolepis genistoides* (a) y el arbustal de *Allenrolfea patagonica* (b). Las bandas del espectro corresponden a azul (B), verde (G), rojo (R), infrarrojo cercano (NIR) e infrarrojo medio 1 y 2 (SWIR1 y SWIR2).



**Figura 4.2.** Variabilidad anual de los índices espectrales en el arbustal de *Cyclolepis genistoides* (C) y el arbustal de *Allenrolfea patagonica* (A). (a) Índices de vegetación. (b) Índices de salinidad. NDVI: índice de vegetación de diferencia normalizada, SAVI: índice de vegetación ajustado por suelo, MSAVI: índice de vegetación ajustado por suelo modificado; SI: índice de salinidad, BI: índice de brillo.

### 4.3.2. Relación entre datos satelitales y estimaciones de campo

#### 4.3.2.1. Índices de vegetación, biomasa y salinidad

Las correlaciones realizadas permitieron identificar las fracciones de la biomasa más influyentes en los índices espectrales. Al considerar todos los meses, en el arbustal de *C. genistoides* se encontró una correlación positiva significativa entre los índices de vegetación ajustados por suelo, SAVI y MSAVI2, y la biomasa verde total. Ambos índices mostraron también una correlación positiva significativa con la biomasa de hojas verdes de *C. genistoides* y una correlación negativa significativa con la biomasa seca de *A. undulata*. Por su parte, el MSAVI2 mostró correlación positiva significativa con los tallos de *C. genistoides*. En este ambiente, el NDVI no mostró correlaciones significativas con la biomasa (Tabla 4.3). En el arbustal de *A. patagonica*, al considerar todos los meses se encontró una correlación negativa significativa entre la biomasa roja de *A. patagonica* y los tres índices vegetales, siendo el NDVI el que mostró mayor correlación (valor de  $\rho$  más negativo). El SAVI y el MSAVI2 mostraron correlación negativa significativa con los tallos de *C. genistoides* y el NDVI y el SAVI mostraron correlación positiva significativa con la proporción de biomasa verde (Tabla 4.3).

Dado que las estimaciones de salinidad mostraron sus mayores valores durante diciembre y enero en ambos ambientes, se repitió el análisis de correlación excluyendo esos dos meses, con el fin

de eliminar las fechas con mayor influencia de la sal en la señal recibida por el satélite. Al realizar el análisis sin diciembre ni enero se encontraron nuevas correlaciones significativas. En el arbustal de *C. genistoides* se encontró una correlación positiva significativa entre la biomasa verde de *A. undulata* y los índices de vegetación modificados por suelo, SAVI y MSAVI2. Contrariamente, las correlaciones negativas entre la biomasa seca de *A. undulata* obtenidas al considerar todos los meses ya no resultaron significativas al excluir diciembre y enero del análisis. El índice SAVI mostró una correlación positiva significativa con los tallos de *C. genistoides* y la correlación significativa con las hojas verdes de esta especie conservó su significancia al eliminar del análisis los meses de mayor salinidad. A su vez, la correlación positiva entre la biomasa verde total y los índices SAVI y MSAVI2 se mantuvo significativa.

En el arbustal de *A. patagonica*, al excluir diciembre y enero del análisis no se encontraron correlaciones significativas entre los índices modificados por suelo y la biomasa. Por otro lado, la biomasa seca y verde de gramíneas mostraron correlación negativa significativa con el NDVI. Tanto la correlación positiva entre el NDVI y la proporción de biomasa verde como la correlación negativa entre el NDVI y la biomasa roja de *A. patagonica* se mantuvieron significativas al eliminar los meses de mayor salinidad (Tabla 4.3).

El análisis de correlación entre los índices de vegetación y las estimaciones de salinidad no mostró correlaciones significativas en el arbustal de *C. genistoides*. Sin embargo, en el arbustal de *A. patagonica* tanto la salinidad del suelo como la salinidad del agua intersticial mostraron una correlación negativa significativa con el NDVI (Tabla 4.4).

#### 4.3.2.2. Índices de salinidad, salinidad del suelo y salinidad del agua intersticial

El análisis de correlación entre los índices de salinidad, la salinidad del suelo y la salinidad del agua intersticial mostró en todos los casos correlaciones positivas significativas (Tabla 4.4). En el arbustal de *C. genistoides*, la salinidad del agua intersticial mostró mayores valores de correlación con los índices espectrales que la salinidad de suelo mientras que en el arbustal de *A. patagonica* no se observaron diferencias.

**Tabla 4.3.** Coeficientes de correlación obtenidos del análisis de correlación de Pearson realizado entre los índices espectrales de vegetación (NDVI, SAVI y MSAVI2) y las estimaciones de biomasa para el arbustal de *C. genistoides* (C) y el arbustal de *A. patagonica* (A). Las correlaciones significativas se indican en negrita. NDVI: índice de vegetación de diferencia normalizada, SAVI: índice de vegetación ajustado por suelo, MSAVI2: índice de vegetación ajustado por suelo modificado. Fracciones de biomasa (F): verde (V), seca (S), roja (R), hojas (h), tallos (t). La

proporción de biomasa verde (proporción de verde) se calcula como biomasa verde sobre la biomasa total.

Ambiente	Especie/categoría	F	Todos los meses			Sin diciembre ni enero		
			NDVI	SAVI	MSAVI2	NDVI	SAVI	MSAVI2
C	<i>Cyclolepis genistoides</i>	V <sub>h</sub>	-0,02	<b>0,74</b>	<b>0,78</b>	0,58	<b>0,85</b>	<b>0,84</b>
	<i>Cyclolepis genistoides</i>	S <sub>h</sub>	-0,19	-0,51	-0,51	-0,40	-0,49	-0,48
	<i>Cyclolepis genistoides</i>	V <sub>t</sub>	-0,27	0,58	<b>0,65</b>	0,11	<b>0,70</b>	<b>0,73</b>
	<i>Atriplex undulata</i>	V	-0,28	0,15	0,21	0,51	<b>0,68</b>	<b>0,67</b>
	<i>Atriplex undulata</i>	S	-0,29	<b>-0,64</b>	<b>-0,62</b>	-0,43	-0,61	-0,61
	<i>Gamíneas</i>	V	-0,22	0,01	0,05	-0,14	0,00	0,02
	<i>Gamíneas</i>	S	-0,36	0,2	0,27	-0,04	0,20	0,22
	<i>Esporádicas</i>	V	-0,05	0,43	0,47	0,15	0,37	0,38
	<i>Esporádicas</i>	S	0,27	0,34	0,32	0,34	0,29	0,27
	Total	V	-0,29	<b>0,61</b>	<b>0,69</b>	0,22	<b>0,73</b>	<b>0,75</b>
	Proporción de verde			0,3	0,18	0,15	0,26	0,20
A	<i>Cyclolepis genistoides</i>	V <sub>h</sub>	-0,48	-0,24	-0,17	-0,08	0,25	0,27
	<i>Cyclolepis genistoides</i>	S <sub>h</sub>	0,14	-0,2	-0,26	0,01	-0,46	-0,5
	<i>Cyclolepis genistoides</i>	V <sub>t</sub>	-0,43	<b>-0,69</b>	<b>-0,71</b>	0,00	-0,59	-0,63
	<i>Allenrolfea patagonica</i>	V	0,41	0,48	0,47	0,5	0,58	0,55
	<i>Allenrolfea patagonica</i>	R	<b>-0,81</b>	<b>-0,75</b>	<b>-0,69</b>	<b>-0,68</b>	-0,64	-0,58
	<i>Gamíneas</i>	V	-0,32	-0,23	-0,19	<b>-0,75</b>	-0,36	-0,26
	<i>Gamíneas</i>	S	-0,53	-0,36	-0,29	<b>-0,79</b>	-0,29	-0,18
	<i>Esporádicas</i>	V	-0,22	0,23	0,32	-0,58	0,2	0,31
	Total	V	0,25	0,31	0,31	0,39	0,47	0,45
	Proporción de verde			<b>0,67</b>	<b>0,64</b>	0,6	<b>0,73</b>	0,64

**Tabla 4.4.** Coeficientes de correlación obtenidos del análisis de correlación de Pearson realizado entre los índices espectrales (SI1, SI2, SI3, BI, NDVI, SAVI y MSAVI2) y las estimaciones de salinidad del suelo y salinidad del agua intersticial para el arbustal de *Cyclolepis genistoides* (C) y el arbustal de *Allenrolfea patagonica* (A). Las correlaciones significativas se indican en negrita. SI: índice de salinidad, BI: índice de brillo, NDVI: índice de vegetación de diferencia normalizada, SAVI: índice de vegetación ajustado por suelo, MSAVI: índice de vegetación ajustado por suelo modificado.

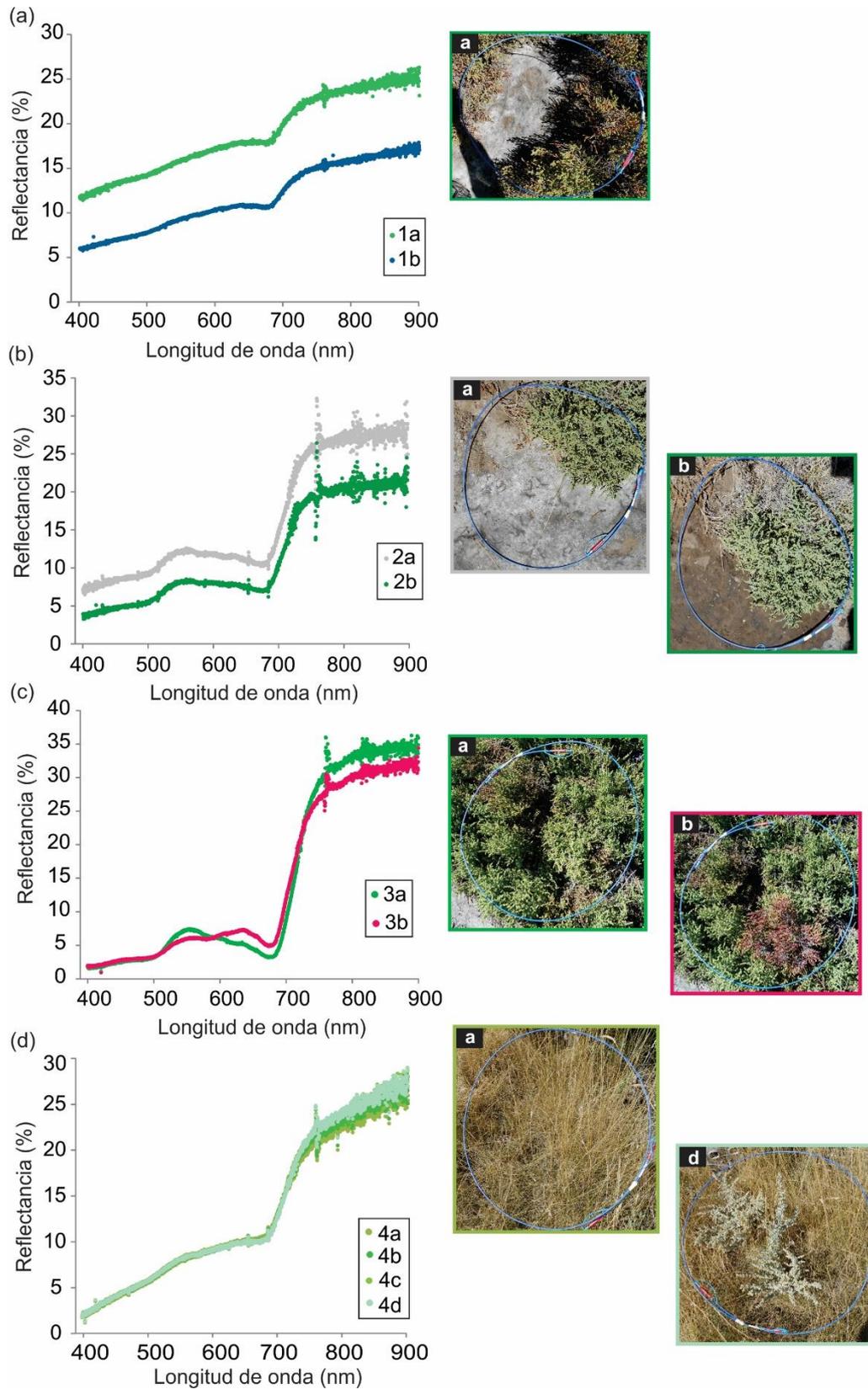
Ambiente	Estimador de salinidad	SI1	SI2	SI3	BI	NDVI	SAVI	MSAVI2
C	Salinidad del agua intersticial	<b>0,95</b>	<b>0,94</b>	<b>0,96</b>	<b>0,95</b>	-0,66	0,62	0,7
	Salinidad del suelo	<b>0,77</b>	<b>0,76</b>	<b>0,78</b>	<b>0,79</b>	-0,52	0,51	0,57
A	Salinidad del agua intersticial	<b>0,91</b>	<b>0,91</b>	<b>0,88</b>	<b>0,9</b>	<b>-0,88</b>	-0,58	-0,46
	Salinidad del suelo	<b>0,97</b>	<b>0,95</b>	<b>0,92</b>	<b>0,92</b>	<b>-0,97</b>	-0,71	-0,59

#### 4.3.2.3. Espectrorradiometría de campo

A partir de las lecturas con el espectrorradiómetro de campo, se pudieron apreciar las relaciones entre el comportamiento espectral y las variaciones en los componentes de la superficie (Figura 4.3). En la parcela 1, se observó un aumento del NDVI y una reducción de los índices de salinidad cuando se humedeció el suelo. En la parcela 2 la remoción manual de la costra salina produjo también un aumento en el NDVI y una reducción de los índices de salinidad. La parcela 3 mostró una reducción del NDVI al aumentar la biomasa roja de *A. patagonica*, es decir disminuir la proporción de biomasa verde. Por último, la parcela 4 presentó un aumento en los valores de SAVI y MSAVI2 al aumentar la biomasa de *A. undulata* (Tabla 4.5).

**Tabla 4.5.** Biomasa vegetal (B) correspondiente a las parcelas en las que se realizaron los registros con el espectrorradiómetro e índices espectrales estimados a partir de estos registros. P: parcela, E: estado, *Ap*: *Allenrolfea patagonica*, *Au*: *Atriplex undulata*, SDs: suelo desnudo con costra salina, SDh: suelo desnudo humedecido, SD: suelo desnudo sin costra salina visible. Br: biomasa roja, Bv biomasa verde, Bs: biomasa seca. NDVI: índice de vegetación normalizado, SAVI: índice de vegetación ajustado por suelo, MSAVI: índice de vegetación ajustado por suelo modificado. SI: índice de salinidad, BI: índice de brillo.

P	E	Descripción	Modificación	Br	Bv	Bs	NDVI	SAVI	MSAVI2	SI1	SI2	SI3	BI
1	a	<i>Ap</i> + SDs	Se humedeció el suelo	32,1	19,4		0,16			0,16	0,17	0,21	0,31
	b	<i>Ap</i> + SDh					0,22			0,09	0,10	0,13	0,20
2	a	<i>Ap</i> + SDs	Se removió la costra salina		88,6		0,43			0,10	0,11	0,17	0,30
	b	<i>Ap</i> + SD					0,48			0,06	0,08	0,12	0,22
3	a	<i>Ap verde</i>	Se adicionó una rama de <i>Ap</i> roja	46,0	191,0		0,79						
	b	<i>Ap verde</i> + <i>roja</i>					0,68						
4	a	Gramíneas	Se adicionaron de a una 3 ramas de <i>Au</i>					0,26	0,23				
	b	Gramíneas + <i>Au</i> I					24,1	36,9	0,27	0,25			
	c	Gramíneas + <i>Au</i> II					26,4	36,9	0,28	0,25			
	d	Gramíneas + <i>Au</i> III					35,3	36,9	0,29	0,26			



**Figura 4.3.** Firmas espectrales de las parcelas relevadas con el espectrorradiómetro y fotos ilustrativas que muestran las modificaciones (a, b, c y d) realizadas en cada una. (a) Firma espectral de la parcela 1 (1a con costra salina, 1b se humedeció el suelo). (b) Firma espectral de la parcela 2

(2a con costra salina, 2b remoción manual de la costra salina). (c) Firma espectral de la parcela 3 (3a *Allenrolfea patagonica* verde, 3b agregado de *Allenrolfea patagonica* roja). (d) Firma espectral de la parcela 4 (4a gramíneas, 4b, 4c y 4d agregado sucesivo de ramas de *Atriplex undulata*).

#### 4.4. Discusión

Los resultados obtenidos en este capítulo mostraron un desempeño diferencial de los índices espectrales evaluados, asociado a las características específicas de cada uno de los ambientes estudiados. El desempeño de los índices estuvo condicionado principalmente por la composición de especies de cada ambiente, la proporción de suelo desnudo presente y la salinidad del suelo.

Como se vio en el capítulo anterior, la salinidad del suelo y la salinidad del agua intersticial mostraron gran variabilidad temporal en ambos ambientes. La salinidad es un atributo con marcada influencia en las propiedades ópticas del suelo, por lo cual los grandes cambios observados en este atributo podrían enmascarar las variaciones espectrales correspondientes a cambios en la biomasa vegetal.

Respecto a la caracterización espectral, la superficie en ambos ambientes mostró, tanto en la zona del visible como en la zona del infrarrojo, mayores valores de reflectancia durante el verano, coincidiendo con el período de mayor salinidad. A su vez, las curvas de reflectancia espectral obtenidas *in situ* mostraron una reducción de la reflectancia del suelo al remover la costra salina superficial. Los efectos de la acumulación de sales en la superficie del suelo sobre la reflectancia han sido analizados en numerosos estudios previos (Rao et al., 1995; Metternicht y Zinck, 2003; Bouaziz et al., 2011; Ghosh et al., 2012; Allbed et al., 2014). Metternicht (1998) estudió la respuesta espectral de diferentes tipos de suelo y cubiertas vegetales y encontró que los suelos con alta salinidad presentan mayor reflectancia en el visible y el infrarrojo. Esta autora también señala que los sitios con suelo salino presentan generalmente una cobertura vegetal parcial y la reflectancia de la superficie resulta de la combinación de la respuesta espectral de la vegetación y el suelo. En estos casos, se observan valores de reflectancia mayores que para superficies con alta cobertura vegetal, donde se minimiza la influencia del suelo.

Resultados similares han sido reportados por Wang et al. (2012), quienes estudiaron los efectos de la salinidad del suelo en condiciones de laboratorio. Estos autores registraron la reflectancia espectral de suelos con diferentes niveles de salinidad y encontraron que la reflectancia en los suelos salinos es mayor que en los no salinos. Si bien la salinidad presentó valores similares en ambos ambientes, durante el verano los valores tendieron a ser mayores en el arbustal de *A. patagonica*. Sin embargo, todos los índices espectrales de salinidad mostraron mayores valores en el arbustal de *C. genistoides* a lo largo de toda la serie. Estos resultados sugieren que hay otros factores

específicos de cada sitio que, combinados con la salinidad determinan los valores de los índices espectrales. En este caso, es probable que los menores valores de índices de salinidad encontrados en el arbustal de *A. patagonica* se deban a su menor proporción de suelo desnudo ya que la cobertura vegetal reduce la reflectancia total de la superficie (Metternicht, 1998; Domínguez-Beisiegel et al., 2016).

El análisis de correlación entre la biomasa y los índices de vegetación mostró diferencias entre los ambientes en cuanto al desempeño de los índices para el monitoreo remoto de la biomasa. En el arbustal de *C. genistoides*, al considerar todos los meses no se encontraron correlaciones significativas entre la biomasa y el NDVI, pero sí entre los índices ajustados por suelo, SAVI y MSAVI2, y la biomasa verde de *C. genistoides* y la biomasa verde total. En este punto, es importante tener en cuenta que *C. genistoides* es la especie con mayor contribución a la biomasa total del ambiente por lo cual su respuesta espectral puede dominar la señal recibida por el satélite. En este tipo de ambientes, que presentan cobertura vegetal heterogénea con parches de suelo desnudo, la señal espectral recibida por el satélite resulta en una combinación de los dos componentes (Xiao y Moody, 2005; Boschetti et al., 2007). Los índices de vegetación ajustados por suelo han sido propuestos en este contexto para minimizar influencia del suelo en la señal mejorando así la determinación de variables biofísicas de la vegetación (Huete, 1988; Qi et al., 1994).

Los resultados obtenidos en este trabajo mostraron que, en el ambiente con mayor proporción de suelo desnudo, es decir el arbustal de *C. genistoides*, el NDVI no permite monitorear la biomasa vegetal. En cambio, el SAVI y el MSAVI2, índices que involucran un ajuste por suelo, resultan válidos para el seguimiento de los cambios en la biomasa verde del ambiente. Otros autores han obtenido resultados similares encontrando un mejor desempeño de los índices ajustados por suelo que del NDVI para la determinación de variables biofísicas de la vegetación (Boschetti et al., 2007; Hatfield y Prueger, 2010; Yan et al., 2013). Yan et al. (2013) evaluaron la utilidad de distintos índices verdes para la estimación de biomasa aérea en un semidesierto del noroeste de China y encontraron que el MSAVI2 y el SAVI eran más adecuados que el NDVI para la estimación de biomasa en lugares con vegetación escasa. Hatfield y Prueger (2010) evaluaron la utilidad de diferentes índices vegetales para monitorear el índice de área foliar (LAI) estudiando la evolución temporal de distintos cultivos a lo largo de la estación de crecimiento. Estos autores encontraron que el SAVI era sensible a cambios en el LAI en estadios tempranos de la estación de crecimiento que es cuando la reflectancia de la superficie está más fuertemente influenciada por la reflectancia del suelo.

En nuestro estudio, los coeficientes de correlación obtenidos para los dos índices ajustados por suelo resultaron similares. En este caso, tanto la utilización de un L fijo (SAVI) de 0,5, como propuso Huete (1988) para densidades intermedias de vegetación, como la de un factor de ajuste

dinámico (MSAVI2), como propusieron Qi et al. (1994), presentaron desempeños similares resultando indistinta la utilización de uno u otro índice.

Los índices de vegetación ajustados por suelo mostraron un buen desempeño en el arbustal de *C. genistoides* para todo el rango de situaciones evaluadas. Sin embargo, al eliminar del análisis los meses de mayor salinidad, diciembre y enero, se encontraron nuevas correlaciones significativas entre la biomasa verde de *A. undulata* y el SAVI y el MSAVI2. Por otro lado, los dos índices estimados a partir de mediciones de reflectancia *in situ* mostraron variaciones positivas asociadas al aumento de la biomasa de esta especie. Estudios anteriores han reportado altos valores de reflectancia para otras especies del género *Atriplex* (Osmond et al., 1969; Sinclair y Thomas, 1970) e incluso firmas espectrales similares entre diferentes especies de este género (Billings y Morris, 1951). Una de las características de las plantas de este género es la presencia de pelos vesiculares que cubren las hojas desde estadios tempranos del desarrollo, formando una capa brillante blanco-cenicienta, que contribuye a la reflexión de la luz reduciendo la pérdida de agua.

En particular, la especie *A. undulata* es una planta arbustiva con hojas oblongas de color verde-plateado que combina su crecimiento vertical con un desarrollo horizontal extendido. Así, aunque su contribución en biomasa no resulte tan abundante como puede ser la de otras especies, la combinación de la alta reflectancia de sus hojas y su extensión horizontal puede explicar la alta correlación encontrada entre la biomasa verde de *A. undulata* y los índices de vegetación ajustados por suelo.

En el arbustal de *A. patagonica*, al considerar todos los meses se encontró una correlación positiva significativa entre el NDVI y la proporción de biomasa verde y una correlación negativa significativa entre la biomasa roja de *A. patagonica* y los tres índices de vegetación. Al excluir del análisis diciembre y enero, el coeficiente de correlación entre el NDVI y la proporción de biomasa verde aumentó, indicando una gran influencia de la salinidad durante los meses eliminados. De la misma manera, si se consideran las reflectancias *in situ*, la remoción de la costra salina en la parcela 2 resultó en un incremento del NDVI, sugiriendo nuevamente la interferencia de la sal superficial en la señal de la vegetación.

Por otro lado, al excluir diciembre y enero del análisis las correlaciones entre los índices ajustados por suelo y la biomasa roja de *A. patagonica* ya no resultaron significativas, pero la correlación negativa significativa entre esta misma fracción y el NDVI se mantuvo. Si se consideran las reflectancias *in situ*, la adición de biomasa roja en la parcela 3, implica una reducción de la proporción de biomasa verde pero un aumento de la biomasa total, y este tratamiento de todos modos produjo una disminución en el valor del NDVI. Como se mencionó anteriormente *A. patagonica* es una especie halófila en la cual las altas salinidades del suelo producen el enrojecimiento de sus hojas

y frutos (Walter, 1984). Debido a esta respuesta fisiológica, frente a un aumento de salinidad las grandes extensiones de superficie cubiertas por *A. patagonica* se vuelven rojas con un impacto directo en su reflectancia y en los índices espectrales. El NDVI también mostró correlaciones negativas significativas con la salinidad del suelo y la salinidad del agua intersticial. Dado que la salinización del suelo induce el enrojecimiento de *A. patagonica*, la salinidad y la cantidad de biomasa roja covarían en el campo. Así, la correlación negativa entre el NDVI y estas dos variables podría ser utilizada para relevar, en conjunto, la biomasa roja y la salinidad, siendo ambas indicadoras de estrés hídrico. La biomasa de gramíneas también tiende a covariar con la biomasa roja de *A. patagonica* lo cual podría explicar las correlaciones negativas significativas encontradas entre la biomasa seca y verde de gramíneas y el NDVI.

El análisis de correlación entre los índices de salinidad y las estimaciones de salinidad a partir de los datos de campo mostró correlaciones positivas significativas en todos los casos, coincidiendo con lo esperado según trabajos previos (Allbed et al., 2014; Gorji et al., 2017). En ambos ambientes, los índices mostraron similar desempeño independientemente de su composición de bandas (SI1 y SI2 sólo utilizan bandas del visible y SI3 y BI incorporan la banda del NIR).

En el arbustal de *C. genistoides*, la salinidad del agua intersticial mostró mayor correlación con los índices que la salinidad del suelo, lo cual concuerda con trabajos previos que advierten sobre los efectos de la humedad del suelo en la reflectancia del mismo (Mougenot et al., 1993; Metternicht y Zinck, 2003; Wang et al., 2012; Asfaw et al., 2016). Si bien en el arbustal de *A. patagonica* ambas estimaciones de salinidad mostraron similares valores de correlación con los índices, las reflectancias *in situ* de la parcela 1 mostraron una reducción en los índices de salinidad al humedecer el suelo indicando la influencia del contenido de agua en la respuesta espectral aun cuando se mantiene constante la masa de sal. Dado que el agua contenida en los poros del suelo contribuye a diluir la concentración de sales, la salinidad del agua intersticial parece ser un parámetro más representativo de la situación de campo que el contenido absoluto de sal en el suelo (salinidad del suelo).

Los análisis realizados en este capítulo permitieron probar el desempeño de distintos índices de vegetación y de salinidad en el monitoreo de las propiedades de la superficie. Según los resultados obtenidos, los índices ajustados por suelo resultaron de mayor utilidad para el monitoreo de la biomasa verde en el arbustal de *C. genistoides* que es el ambiente con menor cobertura vegetal. En el arbustal de *A. patagonica*, se evidenció la influencia del enrojecimiento de la vegetación en la señal recibida por el satélite y el índice NDVI resultó útil para su estimación, así como para la estimación de la proporción de biomasa verde. En ambos ambientes estudiados, la salinidad del suelo y del agua intersticial presentaron una fuerte relación con todos los índices de salinidad por lo cual cualquiera de los índices evaluados (SI2, SI2, SI3 y BI) podría utilizarse para el monitoreo de la salinidad a

través de imágenes satelitales. Si bien la teledetección satelital es una herramienta con gran potencial para la evaluación de variables biofísicas de la superficie, la correcta selección de índices espectrales adecuados para cada caso es esencial para interpretar en forma correcta los resultados. En el proceso de selección de los índices, la constatación con datos de campo es un paso que no puede ser obviado y debe ser la base para establecer las relaciones funcionales entre variables biofísicas y datos satelitales.

## **CAPÍTULO 5**

**Aplicación de índices de banda ancha derivados de sensor OLI del satélite Landsat 8 y del sensor TM del satélite Landsat 5 para el estudio de patrones espaciales en la vegetación y la salinidad en una escala de paisaje**

## 5.1. Introducción

El uso antrópico del suelo, a través de la explotación agrícola o ganadera produce cambios en la estructura y la dinámica de los ecosistemas. La falta de planificación y la sobre explotación de los recursos pueden llevar a la degradación del ambiente, que se refleja en una disminución de la calidad del suelo o en una reducción en su productividad (Eswaran et al., 2001). En especial, en los ambientes de climas áridos y semiáridos utilizados frecuentemente como sitios marginales de producción agrícola y ganadera, las condiciones climáticas establecen una mayor susceptibilidad a la desertificación (Verón et al., 2006).

El efecto de la ganadería sobre el ambiente ha sido ampliamente estudiado a través de la evaluación de distintas características de la vegetación y el suelo (Hiernaux et al., 1999; Bokdam y Gleichman, 2000; Adler et al., 2001; Osem et al., 2002; Pietola et al., 2005). Algunas de las modificaciones en la vegetación, asociadas al pastoreo son los cambios en la riqueza y la diversidad (Angassa y Oba, 2010), los cambios en la distribución espacial y la abundancia de especies con distinto grado de palatabilidad (Heshmatti et al., 2002; Todd, 2006) y las reducciones en la cobertura vegetal (Manzano y Návar, 2000; Funk et al., 2018). Por su parte, las alteraciones reportadas en las características edáficas asociadas al pastoreo involucran al aumento en la compactación del suelo, con la consecuente reducción de la porosidad y de la tasa de infiltración de agua (Castellano y Valone, 2007; Allington y Valone, 2011) y la formación de costras físicas sobre la superficie (Hiernaux et al., 1999; Belnap et al., 2001).

Las alteraciones producidas en el suelo y la vegetación interactúan entre sí generando una retroalimentación positiva. La reducción de la cobertura vegetal deja al suelo desprotegido, favoreciendo la erosión por el aumento de escorrentía. La mayor exposición al viento aumenta el riesgo de salinización, a causa del aumento en la evaporación, y la desintegración de agregados del suelo favorece la formación de costras físicas. Estos cambios edáficos, a su vez, dificultan el establecimiento de las plántulas y el desarrollo de las raíces (D'Odorico et al., 2013), generando un impacto negativo en la cobertura vegetal.

La magnitud de los efectos del uso ganadero sobre el ambiente depende de la intensidad de pastoreo a la que se encuentre sometido el sistema (Weber et al., 1998). En los sistemas que presentan alambrados que restringen el movimiento del ganado, la intensidad de pastoreo resulta espacialmente heterogénea y depende de la distribución de carga que se realice entre los distintos potreros. Por otro lado, la presencia de fuentes de agua produce una concentración de la carga ganadera en las zonas circundantes, intensificando así la presión de pastoreo en estos sectores (Todd, 2006).

Para abordar el estudio de estos patrones a escala de paisaje es necesario contar con herramientas que permitan el relevamiento simultáneo del área total que se quiere estudiar y a la vez faciliten su seguimiento en el tiempo. En este contexto, las imágenes satelitales de media resolución constituyen una herramienta de gran utilidad para el análisis de los patrones espaciales de la vegetación y el suelo derivados de las intensidades variables de uso ganadero.

El objetivo de este capítulo fue estudiar el comportamiento espacial de las variables salinidad del agua intersticial, biomasa verde y proporción de biomasa verde, derivadas de índices espectrales. Con este objetivo, se confeccionaron mapas con cada una de las variables en los que se buscó reconocer patrones espaciales y temporales. Se intentó, además evaluar las variaciones de estos patrones asociadas a condiciones hídricas contrastantes. Los ambientes estudiados en este capítulo corresponden al arbustal de *C. genistoides* y al arbustal de *A. patagonica* caracterizados en el capítulo 3.

Las hipótesis de trabajo formuladas para este capítulo fueron las siguientes: (1) la variabilidad espacial en una escala de paisaje de la salinidad del agua intersticial, la biomasa verde y la proporción de biomasa verde está relacionada con el uso del suelo al que se encuentra sometido el ambiente; (2) los patrones espaciales de las tres variables estudiadas varían en situaciones hídricas contrastantes (año húmedo y año seco).

## **5.2. Metodología**

### **5.2.1. Datos**

#### *5.2.1.1. Precipitación*

Para estudiar la asociación entre las precipitaciones y las variables derivadas de los datos satelitales se utilizaron valores diarios de precipitación para la ciudad de Bahía Blanca (1986-2016) obtenidos de la página de la NOAA.

#### *5.2.1.2. Obtención de datos satelitales*

Para la obtención de datos satelitales se utilizaron imágenes del sensor TM del satélite Landsat 5 (L5) y del sensor OLI del satélite Landsat 8 (L8). Ambos satélites presentan frecuencia de revisita de 16 días y la resolución espacial de las imágenes es de 30 m. En el área de estudio se superponen dos franjas de registro de los satélites por lo cual la disponibilidad de imágenes corresponde a una cada 8 días.

Las imágenes utilizadas corresponden a productos de reflectancia de superficie. La corrección atmosférica aplicada a las imágenes de L8 fue explicada en el capítulo 4. Las imágenes de reflectancia de superficie de L5 son generadas por el sistema *Landsat Ecosystem Disturbance*

*Adaptive Processing System* (LEDAPS, Masek et al., 2006). Este código convierte a las imágenes de radiancia a valores de reflectancia al tope de la atmósfera (TOA) y aplica rutinas de corrección atmosférica usando el modelo de transferencia radiativa 6S, que toma en cuenta la absorción y dispersión de aerosoles y gases atmosféricos. El procesamiento parte de imágenes L1TP (*Level-1 Precision and Terrain corrected*) que, como se mencionó anteriormente, son imágenes corregidas radiométricamente, georreferenciadas y ortorrectificadas. Las imágenes L1TP se encuentran intercalibradas entre los distintos sensores de la serie Landsat, a través de la utilización puntos de calibración invariantes (*Pseudo Invariant Calibration Site*, PICS), sitios de calibración vicaria y se aplican además factores de ajuste de bandas espectrales de manera que los valores de radiancia obtenidos a partir de uno y otro sensor resultan comparables entre sí (Mishra et al., 2014; Helder et al., 2016).

De todas las imágenes disponibles para el área de estudio se seleccionaron las imágenes libres de nubes del período 1986-2016 correspondiendo al satélite L5 las del período 1986-2011, al satélite L8 las del período 2013-2016 y queda sin cobertura el período de enero 2012 a mayo 2013, por ausencia de datos compatibles entre ambas plataformas.

## 5.2.2. Análisis de datos

### 5.2.2.1. Precipitación

A partir de datos de precipitación de Bahía Blanca (que fueron acumulados en totales mensuales) se analizó la presencia de anomalías durante el período 1986-2016 estimando el SPI para períodos de 12 meses (SPI12). Utilizando este índice se identificaron años húmedos y años secos.

### 5.2.2.2. Datos satelitales

Para estudiar el comportamiento temporal y espacial de la vegetación y la salinidad en ambos ambientes se confeccionaron mapas de biomasa verde (arbustal de *C. genistoides*), proporción de biomasa verde (arbustal de *A. patagonica*) y salinidad del agua intersticial (ambos ambientes) para un año de precipitación normal, un año húmedo y un año seco. Para esto, de cada una de las imágenes disponibles en estos períodos, se realizó un *subset* espectral, en el que se incorporaron las bandas correspondientes a azul (B), verde (G), rojo (R) e infrarrojo cercano (NIR).

Se realizó además un *subset* espacial, recortando las imágenes para restringir el trabajo a los ambientes correspondientes al objetivo de estudio (arbustal de *A. patagonica* y arbustal de *C. genistoides* de la Planicie Marina Antigua, PMA). Para separar los dos ambientes se realizó una clasificación no supervisada en la imagen del 29-10-2008 dentro de la unidad de paisaje correspondiente a la PMA utilizando el método de k-medias. Utilizando esta clasificación como

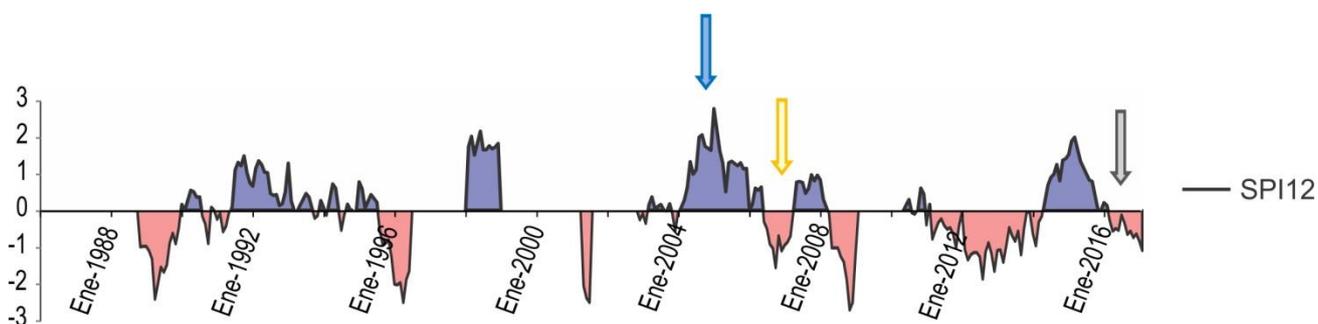
máscara, se estimaron dentro de cada ambiente y para todas las imágenes los índices más apropiados para estimar biomasa y salinidad del agua intersticial (NDVI dentro del arbustal de *A. patagonica*, MSAVI2 dentro del arbustal de *C. genistoides* y SI2 en ambos ambientes).

Utilizando los valores de biomasa, salinidad del agua intersticial e índices considerados en las correlaciones presentadas en el capítulo anterior, se realizaron regresiones lineales simples para establecer la relación funcional entre los datos satelitales y los valores de campo. Aplicando los estimadores de pendiente y ordenada al origen obtenidos se derivaron los valores de biomasa verde a partir del MSAVI2, de proporción de biomasa verde a partir del NDVI y de salinidad del agua intersticial (de ahora en adelante salinidad) a partir del SI2, obteniéndose así los mapas deseados. Los años húmedo y seco seleccionados correspondieron a los de registro más completo dentro de cada tipo de condición hidrológica.

### 5.3. Resultados

#### 5.3.1. Precipitación

De acuerdo con los datos analizados, a lo largo de los años estudiados se observó una alternancia de períodos húmedos y secos de duración e intensidad variable (Figura 5.1). A partir de los datos de precipitación y sus SPI12 asociados se seleccionaron un año húmedo y un año seco de acuerdo con la continuidad de registro que presentaron en sus datos satelitales. Así se seleccionó el año 2004 como año húmedo y el año 2006 como año seco.



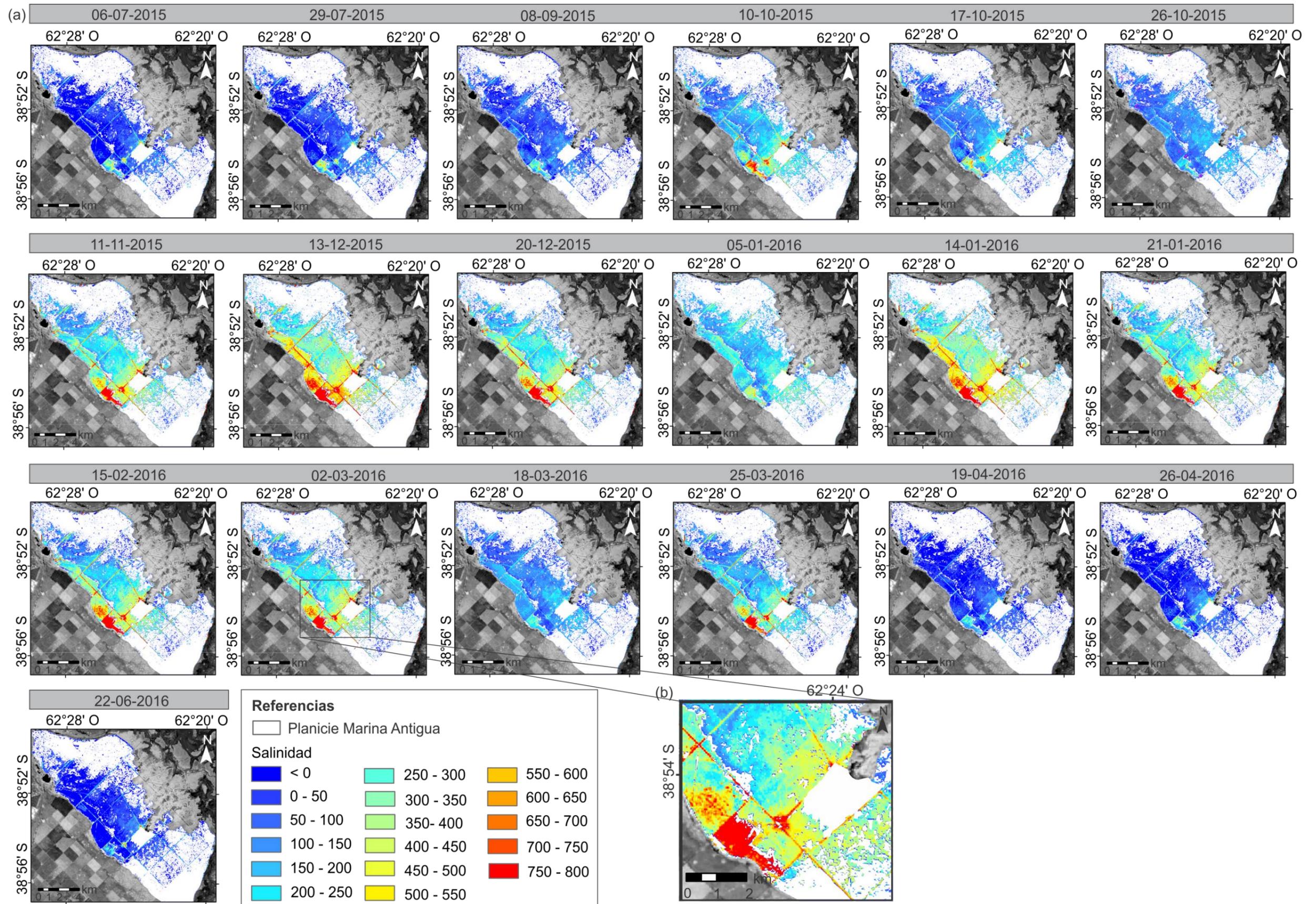
**Figura 5.1.** Valores del índice SPI estimado para períodos de 12 meses a lo largo de la serie de precipitaciones 1986-2016. Los valores ausentes en el gráfico corresponden a períodos con datos insuficientes para el cálculo del índice. Las flechas indican los años utilizados para la confección de mapas. La flecha gris indica el período de precipitación normal, la azul indica el año húmedo y la amarilla el año seco. Los años fueron seleccionados en base a la cobertura de imágenes eligiendo aquellos de registro más completo para cada tipo de situación hidrológica.

### 5.3.2. Comportamiento espacial y temporal de la salinidad derivada de índices espectrales

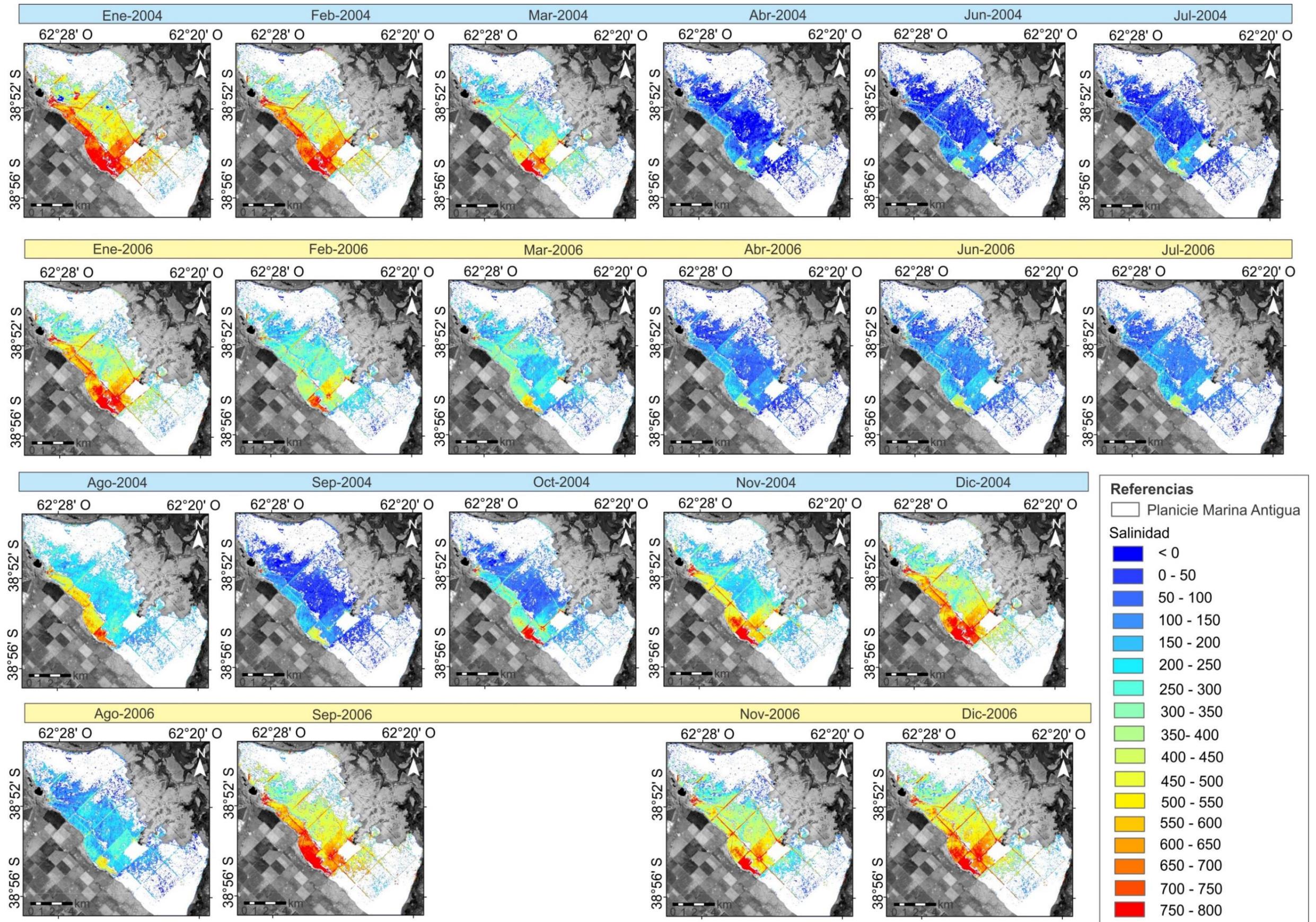
En la serie de mapas correspondientes al período de lluvias normales se pudo observar el patrón temporal y espacial de la salinidad (Figura 5.2 (a)). A lo largo de la serie, este parámetro mostró mayores valores durante los meses de verano (diciembre a marzo) y sus valores máximos resultaron mayores en el arbustal de *A. patagonica*. Para las fechas 26-10-2015, 05-01-2016 y 18-03-2016 se observó una disminución de la salinidad respecto a la observada en la fecha anterior seguida por un ascenso en la fecha posterior. Los menores valores de salinidad se registraron entre los meses de abril y julio durante los cuales, ambos ambientes presentaron, en ciertos sectores valores negativos. Estos valores se observaron principalmente a lo largo de todo el arbustal de *A. patagonica*, cubriendo una superficie variable según la fecha. Valores negativos también aparecieron en el sector norte del arbustal de *C. genistoides* y con menor frecuencia y superficie en el centro de este ambiente.

Dentro del arbustal de *C. genistoides* se observó el desarrollo de una zona de mayor salinidad en el sector sur, con valores más altos durante los meses más cálidos (noviembre a marzo). En el sector oeste esta zona de alta salinidad se observó de un gradiente radial, con valores decrecientes hacia la parte externa (Figura 5.2 (b)). A su vez, en el sector sur del arbustal de *A. patagonica* en la zona adyacente al sector mencionado para el arbustal de *C. genistoides*, también se observó un comportamiento particular que mostró mayores valores de salinidad que el resto del área, a lo largo de toda la serie.

La representación por medio de mapas permitió también evaluar el comportamiento espacial de la salinidad en distintas condiciones hidrológicas (Figura 5.3). La estacionalidad de la salinidad mostró tanto para el año húmedo como para el año seco un patrón similar al observado durante el período correspondiente a lluvias normales, con sus mayores valores durante el verano y mínimos durante otoño-invierno. Sin embargo, el contraste entre los valores de salinidad del arbustal de *A. patagonica* (salinidades más altas) y el arbustal de *C. genistoides* (salinidades más bajas) resultó más pronunciado durante el año húmedo, especialmente en los meses de verano. Durante el año seco no se observaron valores negativos de salinidad para ninguna fecha de la serie, pero sí se observaron valores negativos durante el año húmedo, para los mapas del período abril-julio.



**Figura 5. 2.** (a) Mapas de salinidad de los dos arbustales estudiados derivada del índice espectral SI2 para el período julio 2015-junio 2016 correspondiente a un período de precipitación normal. Las fechas en los recuadros corresponden a las imágenes que se encuentran debajo de ellas. (b) Detalle del gradiente radial presente en el sector oeste de la zona sur del arbustal de *Cyclolepis genistoides*.



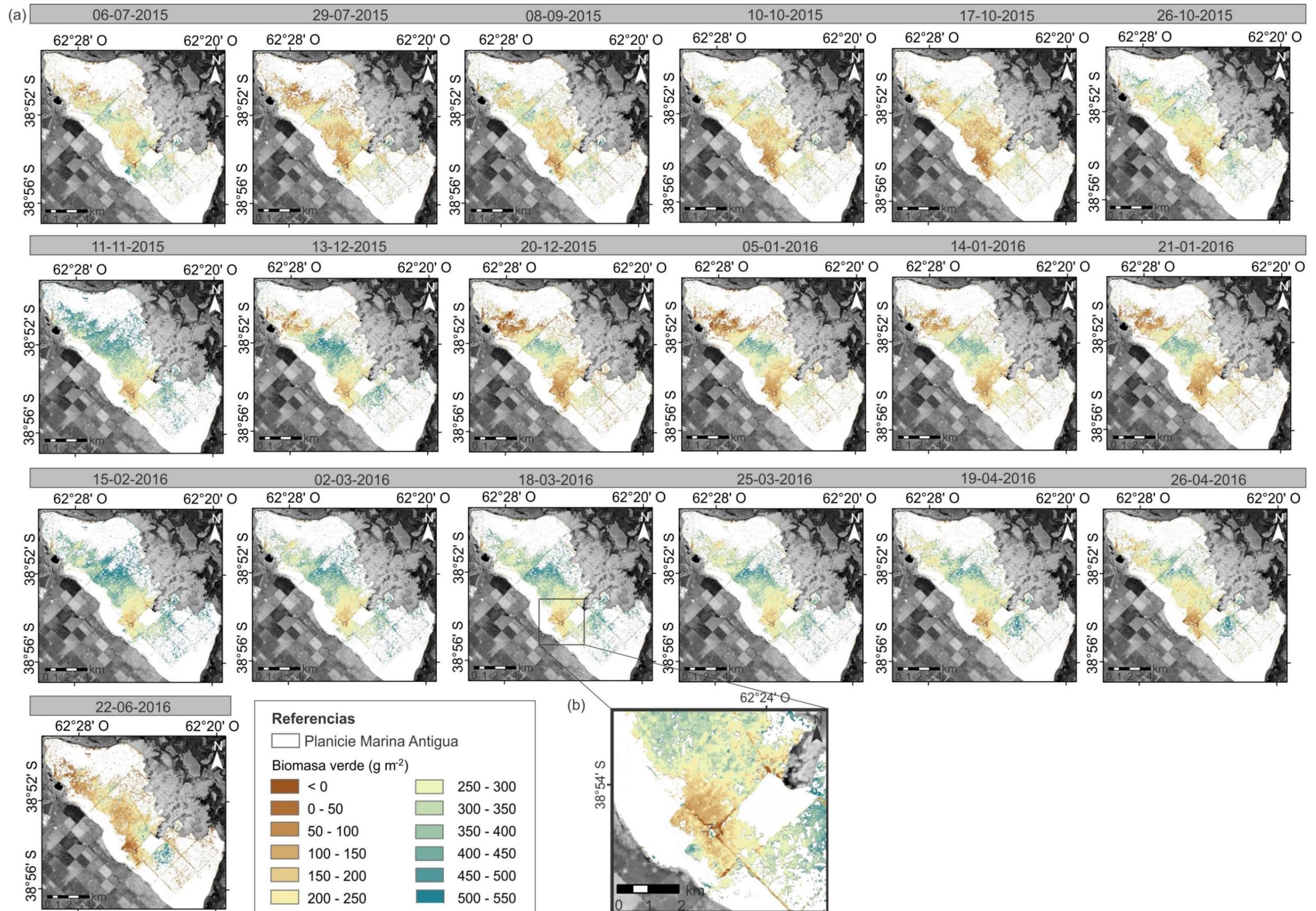
**Figura 5. 3.** Mapas de salinidad de los dos arbustales estudiados derivada del índice espectral SI2 para un año húmedo (2004, recuadro celeste) y a un año seco (2006, recuadro amarillo). Las fechas en los recuadros corresponden a las imágenes que se encuentran debajo de ellas.

### ***5.3.3. Comportamiento espacial y temporal de la biomasa verde y la proporción de biomasa verde derivadas de índices espectrales***

Durante el período correspondiente a lluvia normal, la biomasa verde mostró una gran variabilidad espacial a lo largo del arbustal de *C. genistoides* (Figura 5.4 (a)). En la zona sur del arbustal se observaron, para la mayor parte de la serie, valores de biomasa verde menores que para el resto del ambiente. En particular, en el sector oeste de esta zona se observaron valores de biomasa verde aún menores que para el resto de la zona y se identificó la presencia un gradiente de valores decrecientes hacia un punto central (Figura 5.4 (b)). La variabilidad temporal de la biomasa verde no mostró una estacionalidad clara.

Respecto a lo observado en situaciones hídricas contrastantes, la biomasa verde mostró mayores valores durante el año húmedo que durante el año seco (Figura 5.5). Dentro de la zona sur se observaron, para el año húmedo, menores valores de biomasa verde solamente en el sector oeste. Durante los meses de septiembre y noviembre se observó con mayor claridad la presencia de un gradiente radial con valores decrecientes hacia la zona central. Durante los meses de verano del año húmedo la zona central de este gradiente presentó valores negativos. Durante el año seco los valores negativos se extendieron a la totalidad del ambiente entre junio y septiembre.

Para el período de lluvias normales, la proporción de biomasa verde mostró sus menores valores en los meses de verano y sus mayores valores en otoño-invierno (Figura 5.6). Espacialmente, los valores resultaron relativamente homogéneos a lo largo del ambiente, aunque se identificó en el sector sur una zona con comportamiento diferencial que presentó, a lo largo de toda la serie, valores menores que el resto del ambiente. En situaciones hídricas contrastantes, el patrón espacial fue similar al observado para el período de lluvias normales. Los valores máximos de proporción de biomasa verde resultaron mayores durante el año húmedo que durante el año seco (Figura 5.7).



**Figura 5. 4.** (a) Mapas de biomasa verde del arbustal de *Cyclolepis genistoides* derivada del índice espectral MSAVI2 para el período julio 2015-junio 2016 correspondiente a un período de precipitación normal. Las fechas en los recuadros corresponden a las imágenes que se encuentran debajo de ellas. (b) Detalle del gradiente radial presente en el sector oeste de la zona sur del arbustal.

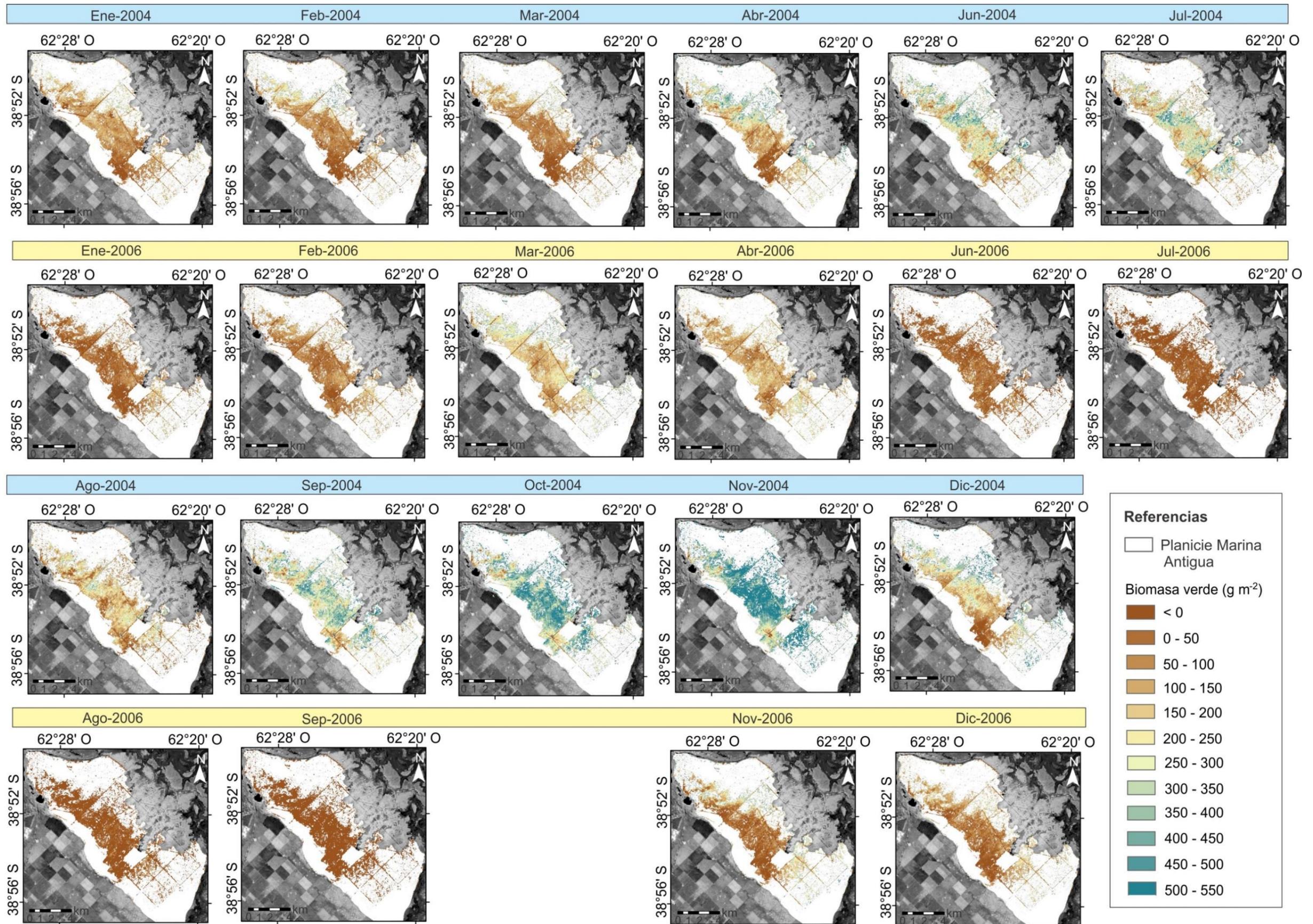
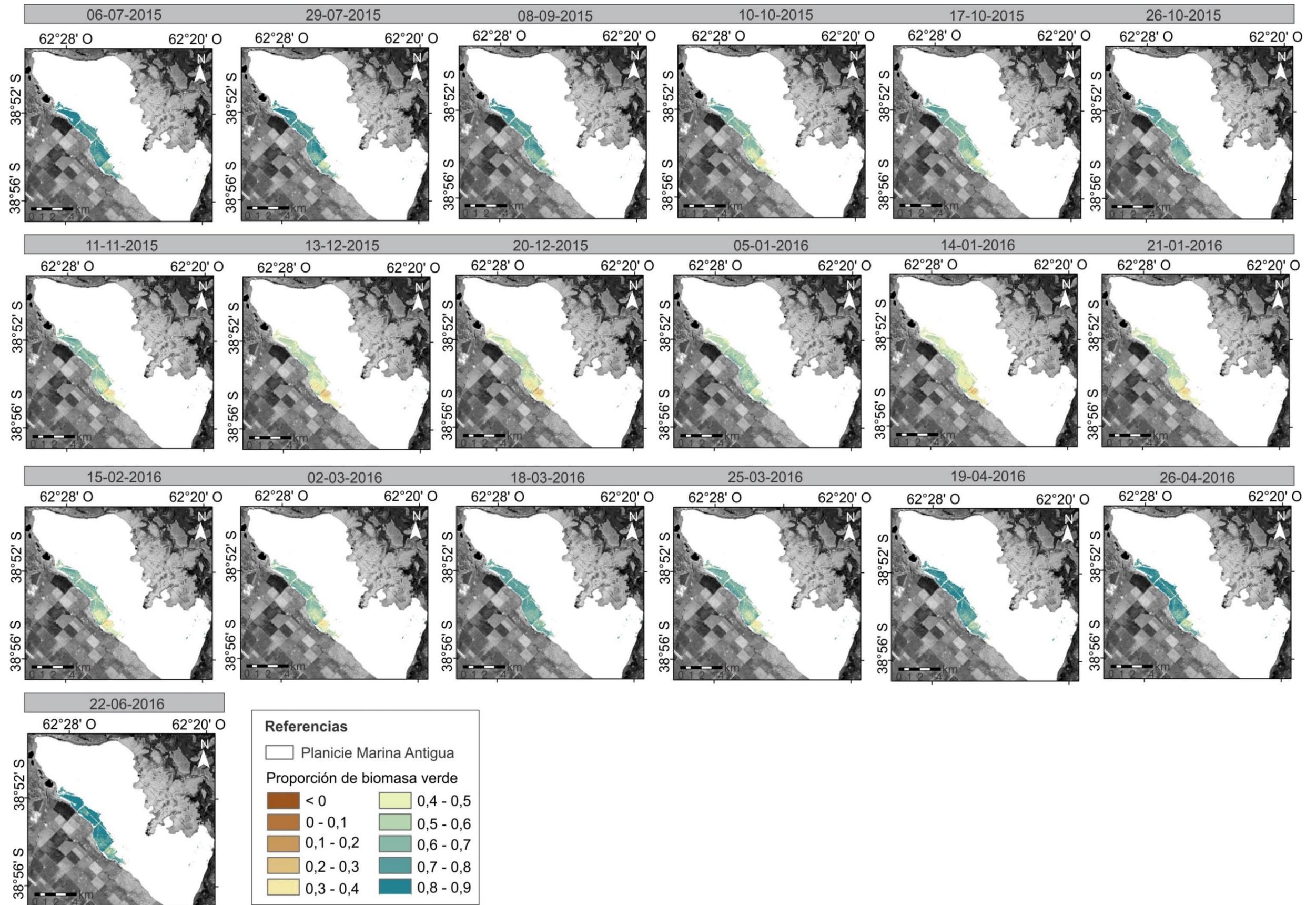
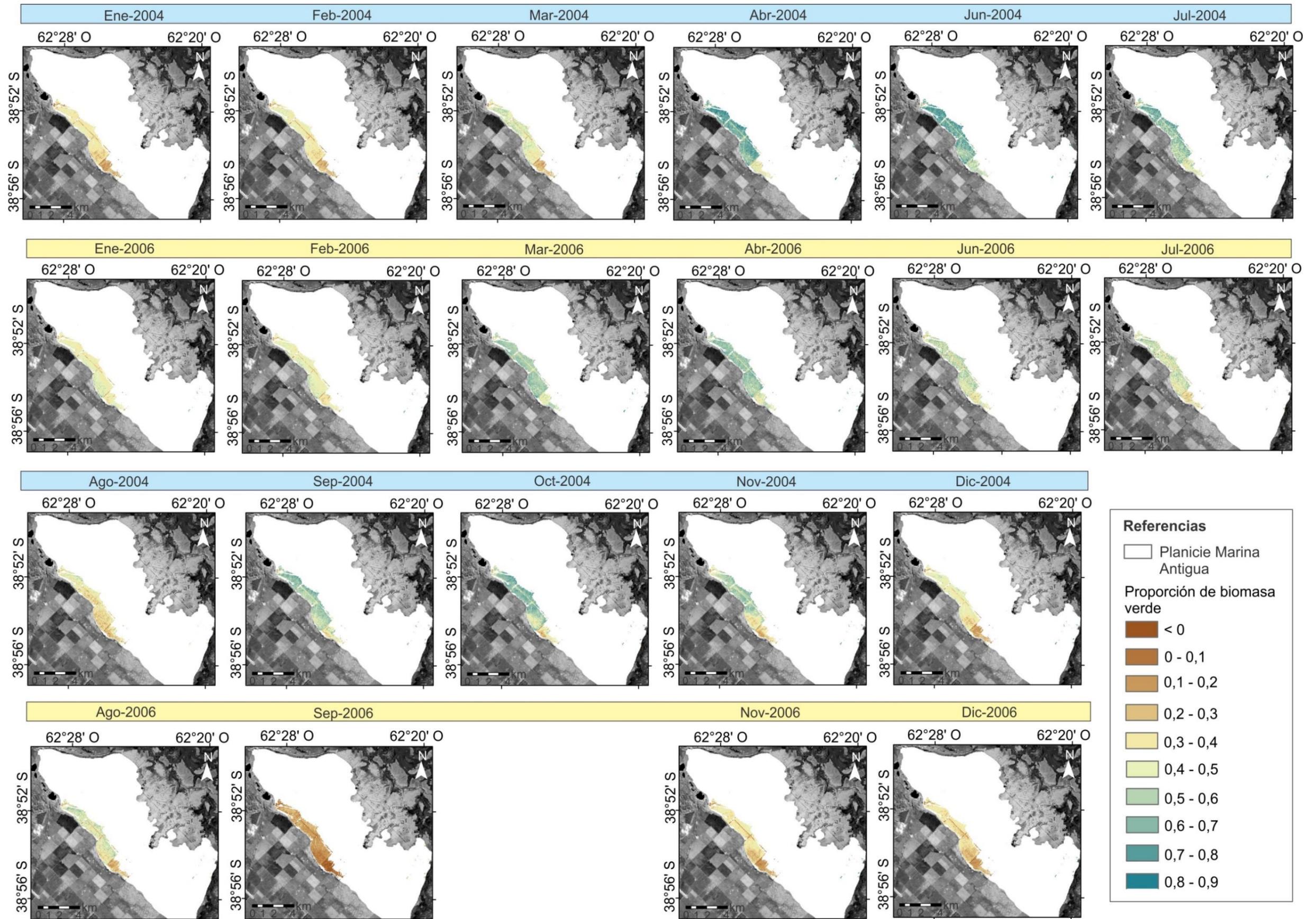


Figura 5. 5. Mapas de biomasa verde del arbustal de *Cyclolepis genistoides* derivada del índice espectral MSAVI2 para un año húmedo (2004, recuadro celeste) y a un año seco (2006, recuadro amarillo). Las fechas en los recuadros corresponden a las imágenes que se encuentran debajo de ellas.



**Figura 5. 6.** Mapas de proporción de biomasa verde del arbustal de *Allenrolfea patagonica* derivada del índice espectral NDVI para el período julio 2015-junio 2016 correspondiente a un período de precipitación normal. Las fechas en los recuadros corresponden a las imágenes que se encuentran debajo de ellas.



**Figura 5. 7.** Mapas de proporción de biomasa verde del arbustal de *Allenrolfea patagonica* derivada del índice espectral NDVI para un año húmedo (2004, recuadro celeste) y a un año seco (2006, recuadro amarillo). Las fechas en los recuadros corresponden a las imágenes que se encuentran debajo de ellas.

#### 5.4. Discusión

Los resultados obtenidos fueron consistentes con la hipótesis de la existencia de patrones espaciales en la salinidad, la biomasa verde y la proporción de biomasa verde relacionados con el uso ganadero. Además, los patrones espaciales de la salinidad y la biomasa verde mostraron variaciones cuando se compararon el año húmedo y el año seco considerados.

A través de la serie de mapas generados se pudo evaluar la variabilidad espacial y temporal de los parámetros estudiados. Para la salinidad, los valores máximos se observaron durante los meses más cálidos y resultaron mayores en el arbustal de *A. patagonica* que en el arbustal de *C. genistoides*. Entre los meses de abril y julio se observaron valores bajos de salinidad e incluso, para algunas fechas, se obtuvieron valores negativos para la mayor parte del arbustal de *A. patagonica* y el extremo norte del arbustal de *C. genistoides* y, en menor medida, para la zona central del arbustal de *C. genistoides*. Este mismo patrón se observó para el año húmedo, pero no se registraron valores negativos durante el año seco.

Los valores negativos para este parámetro representan condiciones ambientales que están por fuera del rango de condiciones que se consideraron al momento de establecer la relación funcional entre los valores de salinidad y el índice espectral utilizado como indicador (SI2). De acuerdo con los registros de precipitaciones de Bahía Blanca y Médanos y considerando nuestros registros de profundidad de la napa (presentados en la Figura 3.3 del capítulo 3), los valores negativos de salinidad se obtuvieron en meses invernales durante períodos con registros de lluvias en los días previos a la fecha de adquisición de la imagen satelital correspondiente. En estas circunstancias se favorecen las condiciones de encharcamiento, debido a las bajas temperaturas y la poca evaporación. La presencia de una película de agua sobre la superficie del suelo tiene la capacidad de modificar las propiedades ópticas del sistema, disminuyendo su reflectancia y alterando la relación establecida entre los datos satelitales y de campo. En estas condiciones de encharcamiento, el índice utilizado no resulta adecuado para la estimación de salinidad.

En este mismo sentido, el mapa correspondiente al mes de junio de 2016 fue el que presentó la mayor cobertura de valores negativos, abarcando prácticamente la totalidad del arbustal de *A. patagonica* y las zonas central y norte del arbustal de *C. genistoides*. Según el registro de la profundidad de la capa freática, a principios del mes de junio de 2016 el agua alcanzó la superficie del suelo en el arbustal de *A. patagonica*. Estos resultados reafirman las dificultades que se presentan en la utilización del índice para estimaciones de salinidad en suelos saturados o encharcados. Estas observaciones son coherentes con la ausencia de valores negativos durante el año seco, donde la escasez de precipitaciones hace que resulte poco probable la detección de condiciones de encharcamiento en una imagen satelital.

Los mapas correspondientes a las fechas 26-10-2015, 05-01-2016 y 18-03-2016 mostraron una reducción de la salinidad respecto al mapa de la fecha anterior. Al evaluar conjuntamente las variaciones de salinidad en estos mapas y el registro de lluvias de Bahía Blanca y Médanos se observó la ocurrencia de eventos de precipitación coincidentes con las fechas de registro del satélite o en las fechas inmediatas anteriores. En estas fechas, aunque se observaron reducciones en la salinidad, no se obtuvieron valores negativos. Debido a las mayores temperaturas en primavera-verano es posible que las precipitaciones, en estos casos, hayan sido suficientes para diluir la concentración de sales en el agua intersticial, pero no hayan generado condiciones de encharcamiento duraderas, manteniendo las estimaciones de salinidad del SI2 dentro del rango de valores positivos.

Respecto al comportamiento de la salinidad en situaciones hídricas contrastantes, la estacionalidad resultó similar a la observada en el período de lluvias normales, tanto para el año húmedo como para el año seco, con valores máximos durante el verano y mínimos durante otoño-invierno. Sin embargo, durante el año húmedo el incremento de la salinidad durante los meses de verano fue mayor para el arbustal de *A. patagonica* que para el arbustal de *C. genistoides*, acentuando la diferencia entre los valores máximos de uno y otro ambiente.

Sería esperable que las precipitaciones abundantes, en un año húmedo reduzcan la salinidad por lavado de sales del suelo. Sin embargo, debido al relieve plano y la baja infiltración, estos ambientes presentan un drenaje dificultoso, por lo que el efecto de la dilución luego de las lluvias se revierte rápidamente al evaporarse el exceso hídrico. Como se describió en capítulos anteriores, en la base de la escarpa que marca el límite de la ingresión marina, se desarrolla una zona de descarga y esta zona coincide espacialmente con la presencia del arbustal de *A. patagonica*. En las zonas de descarga se desarrollan condiciones de saturación o inundación a causa del ascenso pronunciado de la capa freática durante períodos de precipitaciones excesivas (Salama et al., 1999). Las aguas subterráneas en el área de estudio tienen contenidos de sal extremadamente altos (Krüger, 1989; Piovan, 2016), posiblemente debido a la dilución de sales presentes en los estratos de origen marino que componen el subsuelo. En estas condiciones, cuando el nivel del agua subterránea desciende, una gran cantidad de sales se concentra en el agua que ocupa el espacio poroso del suelo, favoreciendo así su salinización (Salama et al., 1999). De esta manera, la abundancia de precipitaciones durante el año húmedo, al contrario de reducir la salinidad por lavado de sales, generó un aumento en la salinidad, que resultó más pronunciado en el arbustal de *A. patagonica* por ser el ambiente más afectado por el ascenso de la capa freática.

En cuanto al patrón espacial de la salinidad y la biomasa dentro del arbustal de *C. genistoides*, hacia el sur se observaron, durante el período de lluvias normales, mayores valores de

salinidad y menores valores de biomasa verde que en el resto del ambiente. Por su parte, los valores de salinidad y proporción de biomasa verde mostraron en el sector adyacente dentro del arbustal de *A. patagonica*, un comportamiento similar, con valores de proporción de biomasa verde menores y valores de salinidad mayores que los del resto del ambiente.

Dentro de esta zona de alta salinidad y baja biomasa se observó un gradiente radial, con un centro ubicado hacia el oeste. Hacia el centro de este gradiente radial, en el arbustal de *C. genistoides*, la vegetación presentó todo el año valores de biomasa verde menores que los observados para el resto del ambiente. Con el mismo patrón espacial, los valores de salinidad se incrementan paulatinamente hacia el centro de esta zona. La zona de baja biomasa-alta salinidad coincide con los sectores en donde la carga ganadera tiende a ser mayor que en el resto del campo, ya que se suele concentrar al ganado en esos potreros debido a la disponibilidad de agua. Precisamente, la localización del centro del gradiente radial observado coincide con la presencia de la aguada permanente más importante del establecimiento. La mayor salinización de la zona sur y la disminución de la biomasa verde, entonces, estarían relacionadas con la mayor carga ganadera que presentan estos potreros respecto al resto del campo. Dentro de estos potreros, además, se observa una intensificación del efecto en forma inversamente proporcional a la distancia a la aguada, lo que sugiere un fuerte impacto de la circulación del ganado desde y hacia el bebedero.

El patrón radial observado en este sector se correspondería con el desarrollo de una piósfera, es decir un área con un gradiente decreciente en la intensidad de pastoreo que va desde altas intensidades en el sector más próximo al bebedero hacia zonas de intensidades intermedias en las áreas más alejadas (Lange, 1969; Andrew, 1988). En este tipo de ecosistemas (piósferas), el gradiente de intensidades de pastoreo se refleja en las características de la cobertura vegetal y del suelo generando una transición que va desde una degradación severa en el área más próxima a la fuente de agua, con reducción de la cobertura vegetal e intenso deterioro del suelo, hacia zonas con mayor cobertura vegetal y suelos menos degradados en los sectores más alejados del bebedero (D'Odorico et al., 2013; Funk et al., 2018). En las zonas de intensidades altas de pastoreo, más cercanas a la fuente, la compactación del suelo producto del pisoteo del ganado disminuye su porosidad reduciendo así la retención de agua y la infiltración (Cluzeau et al., 1992; Chaichi et al., 2005), a la vez que favorece la formación de una costra física superficial (Belnap et al., 2001). En estas zonas, existe una retroalimentación positiva entre los efectos del ganado sobre la vegetación y el suelo ya que la reducción de la cobertura vegetal deja al suelo desprotegido favoreciendo su erosión y salinización (D'Odorico et al., 2013) lo cual, a su vez, combinado con la compactación dificulta el establecimiento de plántulas y el crecimiento de las raíces retrasando el desarrollo de la cubierta vegetal (Samson et al., 2002; Chaichi et al., 2005).

En las zonas centrales de la piósfera en el arbustal de *C. genistoides*, con el máximo flujo de ganado, se observaron una biomasa verde reducida y una salinidad pronunciada durante los 3 años estudiados. En cambio, en el sector más alejado del bebedero, la vegetación mostró durante el año húmedo valores de biomasa verde similares a los del resto del ambiente lo cual sugiere una recuperación de la vegetación asociada al aumento de la disponibilidad de agua, en las zonas con intensidades intermedias de pastoreo. Dentro del mismo potrero, una parte de la zona de la piósfera se desarrolla sobre el arbustal de *A. patagonica* y recibe también intensidades crecientes de pastoreo a medida que disminuye la distancia al bebedero. En este sector, se observó reducida proporción de biomasa verde y alta salinidad para todos los años estudiados. La reducida proporción de biomasa verde es persistente incluso durante el año húmedo, asociada a una intensa salinización en este mismo sector. Como se mencionó anteriormente, en este ambiente el estrés hídrico producido por las altas salinidades genera el enrojecimiento de la especie más conspicua del ambiente, *A. patagonica* produciendo una reducción en la proporción de biomasa verde en este sector.

Por último, algunas estimaciones de biomasa verde presentaron, principalmente en el año seco, pero también en el verano del año húmedo, valores negativos. Estos valores sugieren que el índice utilizado (MSAVI2) no resultó adecuado para todo el rango de condiciones abarcado por la serie temporal de imágenes satelitales. Probablemente, el aumento de la proporción de suelo desnudo, producto de la sequía, o el incremento en la salinidad observado en años húmedos generó condiciones en las cuales el índice no logró minimizar influencia de la reflectancia del suelo, obteniéndose así estimaciones incongruentes con valores de biomasa verde.

La utilización de las imágenes de resolución media (píxel de 30 m) permitió evaluar la variabilidad en los parámetros estudiados en escala de paisaje. Por un lado, se identificaron diferencias en la salinidad derivadas de las propiedades distintivas de los ambientes, observándose una mayor salinización del arbustal de *A. patagonica* durante períodos de lluvias abundantes. Por otro lado, se identificaron patrones espaciales relacionados con el uso productivo del ambiente como la disminución de la biomasa verde y la proporción de biomasa verde y el aumento de salinidad en las zonas de mayor carga ganadera. Si se considera la disposición espacial de potreros y aguadas el gradiente observado en las variables estudiadas es compatible con el desarrollo de una piósfera. Por último, se identificaron condiciones bajo las cuales la utilización de los índices no es adecuada, como las condiciones de encharcamiento del suelo para el SI2 y las elevadas de proporciones de suelo desnudo o mayor salinidad para el MSAVI2.

## **CAPÍTULO 6**

### **Síntesis de los resultados y consideraciones finales**

Los resultados obtenidos en este trabajo permitieron aumentar el conocimiento sobre el contexto climático regional del estuario de Bahía Blanca, en particular en términos de la variabilidad espacial y temporal en las precipitaciones, y evaluar los cambios fenológicos asociadas a esta variabilidad. En una escala de paisaje, se lograron caracterizar dos ambientes perimarineros del estuario en función de las características del suelo y dinámica de la vegetación y se identificaron patrones espaciales y temporales en estas variables. Los patrones identificados fueron asociados a las características hidrogeomórficas y también al uso productivo al que se encuentran sometidos los ambientes.

A partir de los análisis realizados, se lograron establecer relaciones entre la variabilidad climática regional y los cambios en la dinámica de la vegetación. El estuario de Bahía Blanca se ubica en la región centro-este de la Argentina, dentro de una zona de transición entre un clima húmedo, en el que la precipitación media anual alcanza los 1100 mm, y un clima árido, en el cual la precipitación media anual no supera los 200 mm. Dentro de este abrupto gradiente climático, el estuario de Bahía Blanca ocupa una zona intermedia, caracterizada por la pronunciada variabilidad interanual de las precipitaciones.

La sensibilidad de la vegetación a los cambios en las precipitaciones, en términos de su fenología fue mayor en esta zona de precipitación intermedia y disminuyó hacia los extremos húmedo y seco del gradiente estudiado. En particular, en el cinturón de transición entre los 300 mm y los 600 mm de precipitación anual media, los parámetros fenológicos de la vegetación presentaron las variaciones más grandes en respuesta a condiciones húmedas, correspondientes a precipitación por encima de la media, y condiciones secas, correspondientes a precipitación por debajo de la media.

En una escala de paisaje, en el estuario de Bahía Blanca es posible abarcar un gradiente amplio de condiciones hidrogeomórficas. Dentro de este gradiente se estudiaron y caracterizaron dos ambientes perimarineros salinos, ubicados en la Planicie Marina Antigua, en la base de la escarpa que indica el límite de la ingresión marina ocurrida durante el Holoceno. De acuerdo a los resultados obtenidos, el arbustal de *A. patagonica* se caracterizó por una intensa salinización de la superficie del suelo en los meses de verano y valores de materia orgánica estables a lo largo del año. La capa freática de este ambiente se encuentra más próxima a la superficie y sus oscilaciones de nivel mostraron una mayor sensibilidad a las precipitaciones registradas en localidades cercanas. Debido a esto, el ambiente presenta una mayor probabilidad de saturación o condiciones de anegamiento temporal, especialmente en períodos lluviosos. La presencia de esta capa freática salina más cerca de la superficie favorece además la mayor salinización del suelo en este ambiente, debido a la

combinación de ascenso capilar y concentración de sales en las capas superficiales del suelo por evaporación.

En cuanto a la dinámica y composición de la biomasa vegetal, este ambiente presentó mayor biomasa total. Si bien la biomasa total no presentó una estacionalidad definida, sí mostró variaciones en la proporción de materia verde. Esta variación estuvo asociada a los cambios en la coloración de su especie más conspicua, *A. patagonica*. La presencia de esta especie en el arbustal probablemente esté relacionada con su alta tolerancia a la salinidad.

El arbustal de *C. genistoides* se caracterizó por una menor salinización estival. Este ambiente se encuentra más alejado de la escarpa y su capa freática, que oscila a profundidades mayores que las del arbustal de *A. patagonica*, fue menos sensible a las precipitaciones registradas en los alrededores. Bajo estas condiciones se reduce la influencia de la capa freática en la superficie del suelo. En este ambiente, las condiciones de anegamiento por ascenso del nivel de agua subterránea estarían restringidas a períodos excesivamente lluviosos y prolongados en el tiempo. La profundidad de la capa freática en este ambiente permite de todos modos el ascenso capilar de agua salina hasta la superficie y favorece la salinización del suelo, pero el aumento estival de la salinidad en este ambiente no resultó tan pronunciado como en el arbustal de *A. patagonica*.

En lo relativo a la dinámica de la biomasa vegetal, el arbustal de *C. genistoides* presentó una menor biomasa total, con una estacionalidad clara a lo largo del año, probablemente asociada a la estacionalidad de las gramíneas, con mayor producción durante los meses de verano (entre diciembre y abril). En cuanto a la composición de la vegetación, la especie *A. patagonica* se encontró ausente en este ambiente. En cambio, la especie *A. undulata*, que presenta una menor tolerancia a la salinidad, se encontró entre las especies más abundantes. En el contexto de un gradiente de estrés, la ausencia de *A. patagonica*, en el arbustal de *C. genistoides* podría estar relacionada con una exclusión competitiva de esta especie en presencia de especies menos tolerantes a la salinidad. En el arbustal de *A. patagonica*, que representa el extremo desfavorable dentro del gradiente de salinidad considerado, las especies menos tolerantes no pueden persistir y eso explica la ausencia de *A. undulata* en este ambiente. A pesar de la poca distancia entre los sitios de muestreo, las diferencias hidrogeomórficas y edáficas entre los ambientes permiten la presencia de asociaciones vegetales con composición y dinámica propias.

Para cada uno de los ambientes descriptos se identificaron índices espectrales de banda ancha útiles para monitorear la biomasa vegetal y la salinidad. En el arbustal de *C. genistoides*, el ambiente con mayor proporción de suelo desnudo, los índices ajustados por suelo, SAVI y MSAVI2, resultaron útiles para detectar cambios tanto en la biomasa verde total como en la biomasa verde de *C. genistoides*. En el arbustal de *A. patagonica*, el índice NDVI fue adecuado para monitorear la

proporción de biomasa verde y la biomasa roja de *A. patagonica*. Estos dos parámetros están estrechamente relacionados, ya que la especie *A. patagonica* se torna roja en situaciones de estrés hídrico y esto resulta en una reducción de la proporción de biomasa verde del ambiente.

Para el monitoreo de salinidad, los índices SI1, SI2, SI3 y BI resultaron adecuados en ambos ambientes. Estos índices presentaron un buen desempeño para la estimación de la salinidad del agua intersticial, parámetro que considera a la vez el contenido de agua y el contenido de sales, dos características que influyen fuertemente las propiedades ópticas del suelo. Los índices mostraron una precisión menor para estimar la salinidad del suelo, que considera únicamente la masa de sal contenida en el suelo. Los resultados obtenidos resaltan la importancia de una correcta selección de los índices espectrales y de la validación de las estimaciones con datos de campo.

A partir de los índices que presentaron mejor desempeño para la detección de cambios en la biomasa y la salinidad se confeccionaron mapas que permitieron estudiar los patrones de variación temporal y espacial de los distintos parámetros. En el arbustal de *A. patagonica*, la ocurrencia de un año húmedo produjo mayor salinización del suelo asociada al ascenso de la capa freática salina. Este efecto es menor en el arbustal de *C. genistoides* donde la napa se encuentra a mayor profundidad y tiene menor influencia sobre la salinidad de la superficie.

Los patrones espaciales de la biomasa y la salinidad, tanto en el arbustal de *A. patagonica* como en el arbustal de *C. genistoides* estuvieron asociados al uso ganadero al que se encuentran sometidos los ambientes. En las zonas con una mayor carga animal, debido a la ubicación de la aguada permanente más importante del establecimiento, se observó una mayor salinización del suelo y una disminución de la biomasa verde total o de la proporción de biomasa verde, según el caso. Este efecto se vio acentuado con una relación inversamente proporcional a la distancia a la aguada, generando un patrón radial con su centro en el bebedero. A partir de este análisis se pudo observar una degradación severa de la vegetación y el suelo en el área más próxima a la fuente de agua, que estaría generada por la circulación frecuente de los animales desde y hacia el bebedero.

Por último, el índice seleccionado para el monitoreo de salinidad del agua intersticial en ambos ambientes (SI2) y el seleccionado para la detección de cambios en la biomasa verde del arbustal de *C. genistoides* (MSAVI2) no resultan adecuados para las estimaciones en todo el rango de condiciones ambientales que pueden ocurrir en el área de estudio. El SI2 presenta dificultades para la estimación de la salinidad probablemente asociadas a condiciones de anegamiento. La presencia de una película de agua sobre la superficie del suelo modifica sus propiedades ópticas y es posible que altere la relación funcional establecida entre el índice y las estimaciones de campo. En períodos secos, el MSAVI2, muestra dificultades para la estimación de la biomasa verde total. Es probable que estas dificultades se encuentren asociadas al aumento de la proporción de suelo

desnudo o al incremento en la salinidad. Una vez más, estas condiciones pueden modificar la relación establecida entre el índice y la variable biofísica de interés.

El estudio realizado puso de manifiesto la importancia de considerar la escala de análisis en la selección de datos satelitales. Para estudios de escala regional en los cuales las diferencias edáficas se desdibujan en la señal, el NDVI produjo buenos resultados y los productos MODIS-NDVI, con un píxel de 250 m y revisita diaria resultaron de gran utilidad para el análisis de la vegetación. Gracias a la continuidad de registro (compuestos a partir de registros diarios disponibles cada 16 días), fue posible derivar parámetros fenológicos de la vegetación. Sin embargo, la baja resolución espacial que caracteriza estas imágenes dificulta el estudio de patrones en la escala de paisaje.

Contrariamente, las imágenes de la serie Landsat presentan una resolución espacial de 30 m, lo que permite el estudio de la cubierta vegetal y las propiedades del suelo diferenciando ambientes dentro una misma unidad de paisaje. Este tipo de imágenes permite identificar patrones en una escala mucho más fina asociados a condicionamientos edáficos particulares de cada sitio, variaciones topográficas de escasa magnitud y gradientes de intensidades de uso. Sin embargo, existen numerosas brechas en el registro asociadas a su menor frecuencia de revisita y la ausencia de imágenes dentro de la serie limita su potencial para el análisis de parámetros fenológicos u otras variables asociadas a ciclos anuales.

## Bibliografía

- Abelen, S., Seitz, F., Abarca-del-Rio, R. y Güntner, A. (2015). Droughts and floods in the La Plata Basin in soil moisture data and GRACE. *Remote Sensing*, 7, 7324-7349. doi:10.3390/rs70607324
- Adler, P., Raff, D. y Lauenroth, W. (2001). The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia*, 128, 465-479. doi:10.1007/s004420100737
- Al-Farraj, A. (2005). An evolutionary model for sabkha development on the north coast of the UAE. *Journal of Arid Environments*, 63, 740-755. doi:10.1016/j.jaridenv.2005.01.025
- Allbed, A., Kumar, L. y Aldakheel, Y. Y. (2014). Assessing soil salinity using soil salinity and vegetation indices derived from IKONOS high-spatial resolution imageries: Applications in a date palm dominated region. *Geoderma*, 230-231, 1-8. doi:10.1016/j.geoderma.2014.03.025
- Allington, G. R. H. y Valone, T. J. (2011). Long-term livestock exclusion in an arid grassland alters vegetation and soil. *Rangeland Ecology and Management*, 64(4), 424-428. doi:10.2111/REM-D-10-00098.1
- Andrew, M. H. (1988). Grazing impact in relation to livestock watering points. *Trends in Ecology and Evolution*, 3(12), 336-339. doi:10.1016/0169-5347(88)90090-0
- Angassa, A. y Oba, G. (2010). Effects of grazing pressure, age of enclosures and seasonality on bush cover dynamics and vegetation composition in southern Ethiopia. *Journal of Arid Environments*, 74, 111-120. doi:10.1016/j.jaridenv.2009.07.015
- Asfaw, E., Suryabagavan, K. V. y Argaw, M. (2016). Soil salinity modeling and mapping using remote sensing and GIS: The case of Wonji sugar cane irrigation farm, Ethiopia. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*. doi:https://doi.org/10.1016/j.jssas.2016.05.003
- Atzberger, C. (2013). Advances in remote sensing of agriculture: context description, existing operational monitoring systems and major information needs. *Remote Sensing*, 5, 949-981. doi:10.3390/rs5020949
- Bakker, J. P. (1985). The impact of grazing on plant communities, plant populations and soil conditions on salt marshes. *Vegetatio*, 62, 391-398. doi:10.1007/BF00044766
- Barbosa, H., Tote, C., Lakshmi Kumar, T. V. y Bamutaze, Y. (2013). Harnessing earth observation and satellite information for monitoring desertification, drought and agricultural activities in developing countries. *Environmental change and sustainability*, 91-121.
- Baret, F. y Guyot, G. (1991). Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*, 35, 161-173. doi:10.1016/0034-4257(91)90009-U
- Baskin, C. C. y Baskin, J. M. (1998). *Seeds. Ecology, biogeography, and, evolution of dormancy and germination*. San Diego: Academic Press.

- Belnap, J., Rosentreter, R., Leonard, S., Kaltenecker, J. H., Williams, J. y Eldridge, D. J. (2001). *Biological soil crusts: Ecology and management*. (P. Peterson, Ed.). Denver: United States Department of the Interior, Bureau of Land Management, Printed Materials Distribution Center.
- Ben-Dor, E., Irons, J. R. y Eperma, G. F. (1999). Soil Reflectance. En A. N. Rencz (Ed.), *Remote sensing for the earth sciences. Manual of remote sensing* (pp. 111-188). New York: Wiley & Sons.
- Ben-Dor, E., Patkin, K., Banin, A. y Karnieli, A. (2002). Mapping of several soil properties using DAIS-7915 hyperspectral scanner data - a case study over clayey soils in Israel. *International Journal of Remote Sensing*, 23(6), 1043-1062. doi:10.1080/01431160010006962
- Bertness, M. D. (1992). The ecology of a New England salt marsh. *American Scientist*, 80, 260-268.
- Bertness, M. D. y Ellison, A. M. (1987). Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological monographs*, 57(2), 129-147.
- Bilenca, D., Codesido, M., González Fischer, C., Pérez Carusi, L., Zufiaurre, E. y Abba, A. (2012). Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 14(2), 189-198.
- Billings, W. D. y Morris, R. J. (1951). Reflection of visible and infrared radiation from leaves of different ecological groups. *American Journal of Botany*, 38(5), 327-331.
- Bobée, C., Otlé, C., Maignan, F., De Noblet-Ducoudré, N., Maugis, P., Lézine, A. M. y Ndiaye, M. (2012). Analysis of vegetation seasonality in Sahelian environments using MODIS LAI, in association with land cover and rainfall. *Journal of Arid Environments*, 84, 38-50. doi:10.1016/j.jaridenv.2012.03.005
- Boettinger, J. L. (1997). Aquisalids (Salorthids) and other wet saline and alkaline soils. Problems identifying aquatic conditions and hydric soils. En M. J. Vepraskas & S. W. Sprecher (Eds.), *Problems of Identifying Hydric soils* (pp. 79-97). Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America Special Publication N° 50. doi:10.2136/sssaspecpub50.c5
- Bokdam, J. y Gleichman, J. M. (2000). Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *Journal of Applied Ecology*, 37, 415-431. doi:10.1046/j.1365-2664.2000.00507.x
- Borchert, R. (1994). Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology*, 75(5), 1437-1449.
- Boschetti, M., Bocchi, S. y Brivio, P. A. (2007). Assessment of pasture production in the Italian Alps using spectrometric and remote sensing information. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118, 267-272. doi:10.1016/j.agee.2006.05.024
- Bouaziz, M., Matschullat, J. y Gloaguen, R. (2011). Improved remote sensing detection of soil

- salinity from a semi-arid climate in Northeast Brazil. *Comptes Rendus Geoscience*, 343, 795-803. doi:10.1016/j.crte.2011.09.003
- Bradley, B. A., Jacob, R. W., Hermance, J. F. y Mustard, J. F. (2007). A curve fitting procedure to derive inter-annual phenologies from time series of noisy satellite NDVI data. *Remote Sensing of Environment*, 106(2), 137-145. doi:10.1016/j.rse.2006.08.002
- Brinson, M. M. (1991). Landscape properties of pocosins and associated wetlands. *Wetlands*, 11, 441-465. doi:10.1007/BF03160761
- Brown, D. J., Shepherd, K. D., Walsh, M. G., Dewayne Mays, M. y Reinsch, T. G. (2006). Global soil characterization with VNIR diffuse reflectance spectroscopy. *Geoderma*, 132, 273-290. doi:10.1016/j.geoderma.2005.04.025
- Burgos, J. J. y Vidal, A. L. (1951). The climates of the Argentine Republic according to the new Thornthwaite classification. *Annals of the Association of American Geographers*, 41(3), 237-263. doi:10.1080/00045605109352055
- Cabrera, A. L. (1971). Fitogeografía de la república Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 14(1-2), 1-42.
- Camberlin, P., Martiny, N., Philippon, N. y Richard, Y. (2007). Determinants of the interannual relationships between remote sensed photosynthetic activity and rainfall in tropical Africa. *Remote Sensing of Environment*, 106(2), 199-216. doi:10.1016/j.rse.2006.08.009
- Castellano, M. J. y Valone, T. J. (2007). Livestock, soil compaction and water infiltration rate: Evaluating a potential desertification recovery mechanism. *Journal of Arid Environments*, 71, 97-108. doi:10.1016/j.jaridenv.2007.03.009
- Celleri, C., Zapperi, G., González Trilla, G. y Pratolongo, P. (2018). Spatial and temporal patterns of rainfall variability and its relationship with land surface phenology in central east Argentina. *International Journal of Climatology*. doi:10.1002/joc.5547
- Chaichi, M. R., Saravi, M. M. y Malekian, A. (2005). Effects of livestock trampling on soil physical properties and vegetation cover (case study: Lar Rangeland, Iran). *International Journal of Agriculture & Biology*, 7(6). doi:10.1007/s10531-015-1034-1
- Chamailié-Jammes, S. y Fritz, H. (2009). Precipitation-NDVI relationships in eastern and southern African savannas vary along a precipitation gradient. *International Journal of Remote Sensing*, 30(13), 3409-3422. doi:10.1080/01431160802562206
- Chuvieco, E. (1995). *Fundamentos de teledetección espacial* (Segunda ed.). Madrid: Ediciones Rialp.
- Cluzeau, D., Binet, F., Vertes, F., Simon, J. C., Riviere, J. M. y Trehen, P. (1992). Effects of intensive cattle trampling on soil-plant-earthworms system in two grassland types. *Soil Biology*

and *Biochemistry*, 24(12), 1661-1665.

- D'Odorico, P., Bhattachan, A., Davis, K. F., Ravi, S. y Runyan, C. W. (2013). Global desertification: Drivers and feedbacks. *Advances in Water Resources*, 51, 326-344. doi:10.1016/j.advwatres.2012.01.013
- Dannenberg, M. P., Song, C., Hwang, T. y Wise, E. K. (2015). Empirical evidence of El Niño-Southern Oscillation influence on land surface phenology and productivity in the western United States. *Remote Sensing of Environment*, 159(2015), 167-180. doi:10.1016/j.rse.2014.11.026
- Dehni, A. y Lounis, M. (2012). Remote sensing techniques for salt affected soil mapping: Application to the Oran region of Algeria. *Procedia Engineering*, 33, 188-198. doi:10.1016/j.proeng.2012.01.1193
- Domínguez-Beisiegel, M., Castañeda, C., Mougenot, B. y Herrero, J. (2016). Analysis and mapping of the spectral characteristics of fractional green cover in saline wetlands (NE Spain) using field and remote sensing data. *Remote Sensing*, 8, 590-607. doi:10.3390/rs8070590
- Douaoui, A. E. K., Nicolas, H. y Walter, C. (2006). Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data. *Geoderma*, 134, 217-230. doi:10.1016/j.geoderma.2005.10.009
- Duchaufour, P. (1982). *Pedology: Pedogenesis and classification*. London: George Allen & Unwin.
- Ehleringer, J., Björkman, O. y Mooney, H. A. (1976). Leaf pubescence: effects on absorptance and photosynthesis in a desert shrub. *Science*, 192(4237), 376-337. doi:10.1126/science.192.4237.376
- Eisfelder, C., Kuenzer, C. y Dech, S. (2012). Derivation of biomass information for semi-arid areas using remote sensing data. *International Journal of Remote Sensing*, 33(9), 2937-2984. doi:10.1080/01431161.2011.620034
- Eklundh, L. y Jönsson, P. (2011). *Timesat 3.1 software manual*. Lund: Lund University.
- Eswaran, H., Lal, R. y Reich, P. F. (2001). Land degradation: an overview. En E. M. Bridges, I. D. Hannam, L. R. Oldeman, F. W. T. Pening de Vries, S. J. Scherr, & S. Sompatpanit (Eds.), *Responses to Land Degradation. Proc. 2nd International Conference on Land Degradation and Desertification, Khon Kaen, Thailand*. New Delhi, India: Oxford Press.
- Fan, Y., Li, X., Wu, X., Li, L., Li, W. y Huang, Y. (2016). Divergent responses of vegetation aboveground net primary productivity to rainfall pulses in the Inner Mongolian Plateau, China. *Journal of Arid Environments*, 129, 1-8. doi:10.1016/j.jaridenv.2016.02.002
- Farinati, E. A. (1983). *Paleontología, paleoecología y paleogeografía de los sedimentos marinos de los alrededores de Bahía Blanca*. Universidad Nacional del Sur.

- Fensholt, R., Langanke, T., Rasmussen, K., Reenberg, A., Prince, S. D., Tucker, C., ... Wessels, K. (2012). Greenness in semi-arid areas across the globe 1981-2007 - An Earth Observing Satellite based analysis of trends and drivers. *Remote Sensing of Environment*, *121*, 144-158. doi:10.1016/j.rse.2012.01.017
- Flowers, T. J., Hajibagheri, M. A. y Clipson, N. J. W. (1986). Halophytes. *The Quarterly Review of Biology*, *61*(3), 313-337. doi:https://doi.org/10.1086/415032
- Forte Lay, J. A. y Aiello, J. . (2001). Relaciones entre el MEI (multivariate ENSO index) y las precipitaciones en la Argentina continental. En *IX Congreso Latinoamericano e Ibérico de Meteorología. VIII Congreso Argentino de Meteorología. CLIMET IX–CONGREGMET VIII. CD ROM*. Buenos Aires.
- Frank, F. C. y Viglizzo, E. F. (2012). Water use in rain-fed farming at different scales in the Pampas of Argentina. *Agricultural Systems*, *109*, 35-42. doi:10.1016/j.agsy.2012.02.003
- Fravolini, A., Hultine, K. R., Brugnoli, E., Gazal, R., English, N. B. y Williams, D. G. (2005). Precipitation pulse use by an invasive woody legume: the role of soil texture and pulse size. *Oecologia*, *144*(4), 618-627. doi:10.1007/s00442-005-0078-4
- Fukshansky, L. A., Remisowsky, A. M., McClendon, J., Ritterbusch, A., Richter, T. y Mohr, H. (1993). Absorption spectra of leaves corrected for scattering and distributional error: a radiative transfer and absorption statistics treatment. *Photochemistry and Photobiology*, *57*(3), 538– 555. doi:10.1111/j.1751-1097.1993.tb02332.x
- Funk, F. A., Peter, G., Leder, C. V., Loydi, A., Kröpfl, A. y Distel, R. A. (2018). The impact of livestock grazing on the spatial pattern of vegetation in north-eastern Patagonia, Argentina. *Plant Ecology and Diversity*, *11*(2), 219-227. doi:10.1080/17550874.2018.1473519
- Gamon, J. A., Huemmrich, K. F., Stone, R. S. y Tweedie, C. E. (2013). Spatial and temporal variation in primary productivity (NDVI) of coastal Alaskan tundra: decreased vegetation growth following earlier snowmelt. *Remote Sensing of Environment*, *129*(2013), 144-153. doi:10.1016/j.rse.2012.10.030
- Gardner, L. R., Reeves, H. W. y Thibodeau, P. M. (2002). Groundwater dynamics along forest-marsh transects in a southeastern salt marsh, USA : Description, interpretation and challenges for numerical modeling. *Wetlands Ecology and Management*, *10*, 145-159.
- Gavande, S. (1976). *Física de los suelos. Principios y aplicaciones*. México: Editorial Limusa.
- Ghosh, G., Kumar, S. y Saha, S. K. (2012). Hyperspectral satellite data in mapping salt-affected soils using linear spectral unmixing analysis. *Journal of Indian Society of Remote Sensing*, *40*, 129-136. doi:10.1007/s12524-011-0143-x
- Gilabert, M. A., González-Piqueras, J., García-Haro, F. J. y Meliá, J. (2002). A generalized soil-

adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 82, 303-310. doi:10.1016/S0034-4257(02)00048-2

- González-Uriarte, M. (1984). Características geomorfológicas de la porción continental que rodea la Bahía Blanca, Provincia de Buenos Aires. En *IX Congreso Geológico Argentino* (pp. 556–576). Bariloche.
- Gorji, T., Sertel, E. y Tanik, A. (2017). Monitoring soil salinity via remote sensing technology under data scarce conditions: A case study from Turkey. *Ecological Indicators*, 74, 384-391. doi:10.1016/j.ecolind.2016.11.043
- Grime, J. P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111(982), 1169-1194. doi:10.1086/283244
- Grime, J. P. (1988). The C-S-R model of primary plant strategies – origins, implications and tests. En L. D. Gottlieb & S. K. Jain (Eds.), *Plant Evolutionary Biology* (pp. 371-393). Dordrecht: Springer. doi:10.1007/978-94-009-1207-6\_14
- Grinsted, A., Moore, J. C. y Jevrejeva, S. (2004). Application of the cross wavelet transform and wavelet coherence to geophysical time series. *Nonlinear Processes in Geophysics*, 11(5/6), 561-566. doi:10.5194/npg-11-561-2004
- Hageman, B. P. (1969). Development of the western part of the Netherlands during the Holocene. *Geologie en Mijnbouw*, 48, 373-388.
- Hall, A. J., Rebella, C. M., Ghersa, C. M. y Culot, J. P. (1992). Field-crop systems of the Pampas. En C. J. Pearson (Ed.), *Field Crop Ecosystems, Serie: Ecosystems of the World* (pp. 413-450). Amsterdam: Elsevier. doi:10.1007/978-3-642-80913-2
- Harris, I., Jones, P. D., Osborn, T. J. y Lister, D. H. (2014). Updated high-resolution grids of monthly climatic observations - the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology*, 34(3), 623-642. doi:10.1002/joc.3711
- Hatfield, J. L. y Prueger, J. H. (2010). Value of using different vegetative indices to quantify agricultural crop characteristics at different growth stages under varying management practices. *Remote Sensing*, 2, 562-578. doi:10.3390/rs2020562
- Helder, D., Chittimalli, S. K. y Leigh, L. (2016). MSS radiometric calibration – The final word. En *Landsat Science Team Meeting*. Brookings: <https://landsat.usgs.gov/landsat-science-team-meeting-july-26-28-2016>.
- Henin, S., Gras, R. y Monnier, G. (1972). *El perfil cultural. El estado físico del suelo y sus consecuencias agronómicas*. Madrid: Editorial Mundi-prensa.
- Hermance, J. F., Jacob, R. W., Bradley, B. A. y Mustard, J. F. (2007). Extracting phenological

- signals from multiyear AVHRR NDVI time series: framework for applying high-order annual splines with roughness damping. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 45(10), 3264-3276. doi:10.1109/TGRS.2007.903044
- Heshmatti, G. A., Facelli, J. M. y Conran, J. G. (2002). The piosphere revisited: plant species patterns close to waterpoints in small, fenced paddocks in chenopod shrublands of South Australia. *Journal of Arid Environments*, 51, 547-560. doi:10.1016/S0140-1963(02)90969-9
- Hiernaux, P., Biellers, C. L., Valentin, C., Bationo, A. y Fernández-Rivera, S. (1999). Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands. *Journal of Arid Environments*, 41, 231-245. doi:10.1006/jare.1998.0475
- Hmimina, G., Dufrêne, E., Pontailier, J. Y., Delpierre, N., Aubinet, M., Caquet, B., ... Soudani, K. (2013). Evaluation of the potential of MODIS satellite data to predict vegetation phenology in different biomes: an investigation using ground-based NDVI measurements. *Remote Sensing of Environment*, 132, 145-158. doi:10.1016/j.rse.2013.01.010
- Howes, D., Harper, J. y Owens, E. (1994). *Physical shore-zone mapping system for British Columbia*. Victoria, British Columbia: BC Ministry of Environment.
- Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25, 295-309. doi:10.1016/0034-4257(88)90106-X
- Huxman, T. E., Smith, M. D., Fay, P. a, Knapp, A. K., Shaw, M. R., Loik, M. E., ... Williams, D. G. (2004). Convergence across biomes to a common rain-use efficiency. *Nature*, 429(6992), 651-654. doi:10.1038/nature02561
- Hwang, T., Band, L. E., Miniati, C. F., Song, C., Bolstad, P. V., Vose, J. M. y Love, J. P. (2014). Divergent phenological response to hydroclimate variability in forested mountain watersheds. *Global Change Biology*, 20(8), 2580-2595. doi:10.1111/gcb.12556
- Jobbágy, E. G., Sala, O. E. y Paruelo, J. M. (2002). Patterns and control of primary production in the Patagonian steppe: a remote sensing approach. *Ecology*, 83(2), 307-319.
- Jolly, I. D., McEwan, K. L. y Holland, K. L. (2008). A review of groundwater–surface water interactions in arid/semi-arid wetlands and the consequences of salinity for wetland ecology. *Ecohydrology*, 1, 43-58. doi:10.1002/eco
- Jönsson, P. y Eklundh, L. (2002). Seasonality extraction by function fitting to time-series of satellite sensor data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 40(8), 1824-1832. doi:10.1109/TGRS.2002.802519
- Jönsson, P. y Eklundh, L. (2004). TIMESAT - A program for analyzing time-series of satellite sensor data. *Computers and Geosciences*, 30(8), 833-845. doi:10.1016/j.cageo.2004.05.006
- Karnieli, A. y Dall'Olmo, G. (2003). Remote-sensing monitoring of desertification, phenology, and

- droughts. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 14(1), 22-38. doi:10.1108/14777830310460360
- Kayano, M. T. y Andreoli, R. V. (2007). Relations of South American summer rainfall interannual variations with the Pacific Decadal Oscillation. *International Journal of Climatology*, 27(4), 531-540. doi:10.1002/joc.1417
- Khan, N. M., Rastoskuev, V. V., Shalina, E. V y Sato, Y. (2001). Mapping salt-affected soils using remote sensing indicators: a simple approach with the use of GIS IDRISI. En *22nd Asian Conference on Remote Sensing*. Singapore: Center for Remote Imaging; Sensing and Processing (CRISP); National University of Singapore; Singapore Institute of Surveyors and Valuers; Asian Association on Remote Sensing.
- Knapp, A. K. y Smith, M. D. (2001). Variation among biomes in temporal dynamics of aboveground primary production. *Science*, 291(5503), 481-484. doi:10.1126/science.291.5503.481
- Körner, C. y Basler, D. (2010). Phenology under global warming. *Science*, 327(5972), 1461-1462. doi:10.1126/science.1186473
- Kramer, K., Leinonen, I. y Loustau, D. (2000). The importance of phenology for the evaluation of impact of climate change on growth of boreal, temperate and Mediterranean forests ecosystems: an overview. *International Journal of Biometeorology*, 44(2), 67-75. doi:10.1007/s004840000066
- Krüger, H. R. (1989). *Suelos halomórficos de la Bahía Blanca. Dinámica de sales y relación con la vegetación*. Universidad Nacional del Sur.
- Krüger, H. R. y Peinemann, N. (1991). Distribucion de sales en una secuencia de suelo costeros de la Bahía Blanca (Argentina). *Suelo y Planta*, 1, 363-376.
- Krüger, H. R. y Peinemann, N. (1996). Coastal plain halophytes and their relation to soil ionic composition. *Vegetatio*, 122, 143-150.
- Kundu, A. y Dutta, D. (2011). Monitoring desertification risk through climate change and human interference using remote sensing and GIS techniques. *International Journal of Geomatics and GeoSciences*, 2(1), 21-33.
- Langbein, W. B. (1961). *Salinity and hydrology of closed lakes*. Washington: US Government Printing Office. doi:10.1016/j.snb.2007.10.055
- Lange, R. T. (1969). The piosphere: sheep track and dung patterns. *Journal of Range Management*, 22(6), 396-400. doi:10.2307/3895849
- Lauenroth, W. K. y Sala, O. E. (1992). Long-term forage production of North American shortgrass steppe. *Ecological Applications*, 2(4), 397-403. doi:10.2307/1941874
- Lázaro, R., Rodrigo, F. S., Gutiérrez, L. H., Domingo, F. y Puigdefábregas, J. (2001). Analysis of a

- 30-year rainfall record (1967-1997) in semi-arid SE Spain for implications on vegetation. *Journal of Arid Environments*, 48, 373-395. doi:10.1006/jare.2000.0755
- Lieth, H. (1975). Modeling the primary productivity of the world. En H. Lieth & R. H. Whittaker (Eds.), *Primary productivity of the biosphere* (pp. 237-263). Berlin: Springer.
- Liu, B., Zhao, W. Z. y Wen, Z. J. (2012). Photosynthetic response of two shrubs to rainfall pulses in desert regions of northwestern China. *Photosynthetica*, 50(1), 109-119. doi:10.1007/s11099-012-0015-9
- Lokier, S. W. (2013). Coastal sabkha preservation in the Arabian Gulf. *Geoheritage*, 5, 11-22. doi:10.1007/s12371-012-0069-x
- Lumbierres, M., Méndez, P., Bustamante, J., Soriguer, R. y Santamaría, L. (2017). Modeling biomass production in seasonal wetlands using MODIS NDVI Land Surface Phenology. *Remote Sensing*, 9, 329. doi:10.3390/rs9040392
- Mantua, N. J., Hare, S. R., Zhang, Y., Wallace, J. M. y Francis, R. C. (1997). A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78(6), 1069-1079. doi:10.1175/1520-0477(1997)078<1069:APICOW>2.0.CO;2
- Manzano, M. G. y Nívar, J. (2000). Processes of desertification by goats overgrazing in the Tamaulipan thornscrub (matorral) in north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments*, 44(1), 1-17. doi:10.1006/jare.1999.0577
- Masek, J. G., Vermote, E. F., Saleous, N. E., Wolfe, R., Hall, F. G., Huemmrich, K. F., ... Lim, T. (2006). A Landsat surface reflectance dataset for North America, 1990-2000. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 3(1), 68-72. doi:10.1109/LGRS.2005.857030
- Maselli, F., Conese, C., Petkov, L. y Gilabert, M. a. (1993). Environmental monitoring and crop forecasting in the Sahel through the use of NOAA NDVI data. A case study: Niger 1986-89. *International Journal of Remote Sensing*, 14(18), 3471-3487. doi:10.1080/01431169308904458
- Mbow, C., Fensholt, R., Rasmussen, K. y Diop, D. (2013). Can vegetation productivity be derived from greenness in a semi-arid environment? Evidence from ground-based measurements. *Journal of Arid Environments*, 97, 56-65. doi:10.1016/j.jaridenv.2013.05.011
- Mckee, T. B., Doesken, N. J. y Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. En *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology* (pp. 179-183). Anaheim: American Meteorological Society.
- Melo, W. D. (2004). *Génesis del estuario de Bahía Blanca: Relación morfodinámica y temporal con su cuenca hidrográfica*. Universidad Nacional del Sur.
- Metternicht, G. (1998). Analysing the relationship between ground-based reflectance and environmental indicators of salinity processes in the Cochabamba Valleys (Bolivia).

*International Journal of Ecology Environmental Sciences*, 24, 359-370.

- Metternicht, G. I. y Zinck, J. A. (2003). Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints. *Remote Sensing of Environment*, 85, 1-20. doi:10.1016/S0034-4257(02)00188-8
- Mishra, N., Helder, D., Angal, A., Choi, J. y Xiong, X. (2014). Absolute calibration of optical satellite sensors using Libya 4 pseudo invariant calibration site. *Remote Sensing*, 6, 1327-1346. doi:10.3390/rs6021327
- Mougenot, B., Pouget, M. y Epema, G. F. (1993). Remote sensing of salt affected soils. *Remote Sensing Reviews*, 7, 241-259. doi:10.1080/02757259309532180
- Nicholson, S. E., Davenport, M. L. y Malo, A. R. (1990). A comparison of the vegetation response to rainfall in the Sahel and East Africa, using normalized difference vegetation index from NOAA AVHRR. *Climatic Change*, 17(2), 209-241. doi:10.1007/BF00138369
- Nuttle, W. K. y Portnoy, J. W. (1992). Effect of rising sea level on runoff and groundwater discharge to coastal ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 34, 203-212. doi:doi:10.1016/s0272-7714(05)80106-4
- Olsson, L., Eklundh, L. y Ardö, J. (2005). A recent greening of the Sahel - Trends, patterns and potential causes. *Journal of Arid Environments*, 63(3), 556-566. doi:10.1016/j.jaridenv.2005.03.008
- Osem, Y., Perevolotsky, A. y Kigel, J. (2002). Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. *Journal of Ecology*, 90, 936-946. doi:10.1046/j.1365-2745.2002.00730.x
- Osmond, C. B., Lüttge, U., West, K. R. y Pallaghy, C. K. (1969). Ion absorption in *Atriplex* leaf tissue. *Australian Journal of Botany*, 22, 797-814.
- Paruelo, J. M., Epstein, H. E., Lauenroth, W. K. y Burke, I. C. (1997). ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of the United States. *Ecology*, 78(3), 953-958.
- Paruelo, J. M., Golluscio, R. A., Guerschman, J. P., Cesa, A., Jouve, V. V y Garbulsky, M. F. (2004). Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. *Global Ecology and Biogeography*, 13(5), 385-395.
- Paruelo, J. M., Lauenroth, W. K., Burke, I. C. y Sala, O. E. (1999). Grassland precipitation- use efficiency varies across a resource gradient. *Ecosystems*, 2, 64-68. doi:10.1007/s100219900058
- Paruelo, J. M., Oesterheld, M., Di Bella, C. M., Arzadum, M., Lafontaine, J., Cahuepé, M. y Rebella, C. M. (2000). Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data. *Applied Vegetation Science*, 3(2), 189-195. doi:10.2307/1478997
- Pathirana, S., Perera, K. y Hobeichi, S. (2015). Impact of climate change on water resources in

- MENA countries: an assessment of temporal changes of land cover/land use and water resources using multi-temporal MODIS and Landsat data and GIS techniques. En *Proceedings of the International Symposium on Remote Sensing (ISRS 2015)*. Tainan: National Cheng Kung University.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L. y McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633-1644.
- Pennings, S. C. y Bertness, M. D. (2001). Salt marsh communities. En M. D. Bertness, S. D. Gaines, & M. E. Hay (Eds.), *Marine Community Ecology and Conservation* (pp. 289-316). Sunderland: Sinauer Associates.
- Pennings, S. C. y Callaway, R. M. (1992). Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology*, 73, 681–690. doi:10.2307/1940774
- Peters, A. J. y Eve, M. D. (1995). Satellite monitoring of desert plant community response to moisture availability. *Environmental Monitoring and Assessment*, 37(1), 273–287. doi:10.1007/BF00546895
- Pettorelli, N. (2013). *The normalized difference vegetation index* (First.). Oxford: Oxford University Press.
- Piao, S., Fang, J., Zhou, L., Ciais, P. y Zhu, B. (2006). Variations in satellite-derived phenology in China's temperate vegetation. *Global Change Biology*, 12(4), 672-685. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01123.x
- Piccolo, M. C. (2008). Climatological features of the Bahia Blanca estuary. En R. Neves, J. Barreta, & M. Mateus (Eds.), *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America* (pp. 231-239). Lisboa: IST Press.
- Pietola, L., Horn, R. y Yli-Halla, M. (2005). Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil. *Soil and Tillage Research*, 82, 99-108. doi:10.1016/j.still.2004.08.004
- Piñeiro, G., Oesterheld, M. y Paruelo, J. M. (2006). Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems*, 9(3), 357-373. doi:10.1007/s10021-005-0013-x
- Piovan, M. J. (2016). *Controles geomorfológicos sobre la presencia y estructura de humedales costeros en el estuario de Bahía Blanca*. Universidad Nacional del Sur.
- Piovan, M. J., Pratolongo, P., Donath, T. W., Loydi, A. y Eckstein, L. (s. f.). Germination response of different halophytes of the coastal zone of Bahía Blanca to changes in osmotic potential, osmotic agents and temperature. *International journal of plant sciences*.
- Plater, A. y Kirby, J. (2006). The potential for perimarine wetlands as an ecohydrological and

- phytotechnological management tool in the Guadiana estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70, 98-108. doi:10.1016/j.ecss.2006.05.031
- Pratolongo, P., Leonardi, N., Kirby, J. R. y Plater, A. (2019). Temperate coastal wetlands: morphology, sediment processes and plant communities. En G. Perillo, E. Wolanski, D. Cahoon, & C. Hopkinson (Eds.), *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach* (Second edi., pp. 105-152). Elsevier.
- Pratolongo, P., Mazzon, C., Zapperi, G., Piovan, M. J. y Brinson, M. M. (2013). Land cover changes in tidal salt marshes of the Bahía Blanca estuary (Argentina) during the past 40 years. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 133, 23-31. doi:doi:10.1016/j.ecss.2013.07.016
- Pratolongo, P., Piovan, M. J. y Cuadrado, D. G. (2016). Coastal environments in the Bahía Blanca Estuary, Argentina. En A. Khan, B. Boër, M. Öztürk, M. Clüsener-Godt, B. Gul, & S.-W. Breckle (Eds.), *Sabkha Ecosystems vol V: the Americas* (pp. 205–224). Geneva: Springer.
- Pratolongo, P., Piovan, M. J., Cuadrado, D. G. y Gómez, E. A. (2017). Coastal landscape evolution on the western margin of the Bahía Blanca Estuary (Argentina) mirrors a non-uniform sea-level fall after the mid-Holocene highstand. *Geo-Marine Letters*, 37, 373-384. doi:10.1007/s00367-016-0480-4
- Preisendorfer, R. W. (1988). *Principal component analysis in meteorology and oceanography*. (C. D. Mobley, Ed.). Amsterdam: Elsevier.
- Qi, J., Chehbouni, A., Huete., A. R., Kerr, Y. H. y Sorooshian, S. (1994). A modified adjusted vegetation index (MSAVI). *Remote sensing and environment.*, 48, 119-126. doi:10.1016/0034-4257(94)90134-1
- Rao, A. R., Sharma, R. C., Ravi Sankar, T., Das, S. N., Dwivedi, R. S., Thammappa, S. S. y Venkataratnam, L. (1995). Spectral behaviour of salt-affected soils. *International Journal of Remote Sensing*, 16(12), 2125-2136. doi:10.1080/01431169508954546
- Reed, B. (2006). Trend analysis of time-series phenology of North America derived from satellite data. *GIScience & Remote Sensing*, 43(1), 24-38. doi:10.2747/1548-1603.43.1.24
- Reed, B., Schwartz, M. y Xiangming, X. (2009). Remote sensing phenology. En A. Noormets (Ed.), *Phenology of ecosystem processes* (pp. 231-246). New York: Springer.
- Rengasamy, P. (2006). World salinization with emphasis on Australia. *Journal of Experimental Botany*, 57(5), 1017-1023. doi:10.1093/jxb/erj108
- Richard, Y. y Pocard, I. (1998). A statistical study of NDVI sensitivity to seasonal and interannual rainfall variations in Southern Africa. *International Journal of Remote Sensing*, 19(15), 2907-2920. doi:10.1080/014311698214343
- Rivera, J. y Penalba, O. (2015). El Niño/La Niña events as a tool for regional drought monitoring in

- Southern South America. En J. Andreu, A. Solera, J. Paredes-Arquiola, D. Haro-Monteaquedo, & H. A. J. Van Lanen (Eds.), *Drought: research and science-Policy interfacing*. (pp. 293-299). Valencia: CRC Press.
- Rosen, M. R. (1994). The importance of groundwater in playas: A review of playa classifications and the sedimentology and hydrology of playas. En M. R. Rosen (Ed.), *Paleoclimate and Basin Evolution of Playa Systems* (pp. 1-18). Boulder: Geological Society of America. doi:10.1130/SPE289-p1
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A. y Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. En S. C. Freden, E. P. Mercanti, & M. A. Becker (Eds.), *3rd Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, NASA SP-351* (pp. 309-317). Washington: NASA Scientific and Technical Information Office.
- Ruiz-Sinoga, J. D., Garcia-Marin, R., Gabarron-Galeote, M. A. y Martinez-murillo, J. F. (2012). Analysis of dry periods along a pluviometric gradient in Mediterranean southern Spain. *International Journal of Climatology*, 32, 1558-1571. doi:10.1002/joc.2376
- Salama, R. B., Otto, C. J. y Fitzpatrick, R. W. (1999). Contributions of groundwater conditions to soil and water salinization. *Hydrogeology Journal*, 7, 46-64. doi:10.1007/s100400050179
- Samson, B. K., Hasan, M. y Wade, L. J. (2002). Penetration of hardpans by rice lines in the rainfed lowlands. *Field Crops Research*, 76, 175-188. doi:10.1016/S0378-4290(02)00038-2
- Schmidt, H. y Karnieli, A. (2000). Remote sensing of the seasonal variability of vegetation in a semi-arid environment. *Journal of Arid Environments*, 45, 43-59. doi:10.1006/jare.1999.0607
- Schofield, R. V. y Kirkby, M. J. (2003). Application of salinization indicators and initial development of potential global soil salinization scenario under climatic change. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(3). doi:10.1029/2002GB001935
- Scian, B. (2002). Variabilidad de las condiciones hídricas en la región semiárida pampeana, Argentina. *Geoacta*, 27, 30-52.
- Scian, B., Labraga, J. C., Reimers, W. y Frumento, O. (2006). Characteristics of large-scale atmospheric circulation related to extreme monthly rainfall anomalies in the Pampa region, Argentina, under non-ENSO conditions. *Theoretical and Applied Climatology*, 85(1), 89-106. doi:10.1007/s00704-005-0182-8
- Shalaby, A. y Tateishi, R. (2007). Remote sensing and GIS for mapping and monitoring land cover and land-use changes in the Northwestern coastal zone of Egypt. *Applied Geography*, 27, 28-41. doi:10.1016/j.apgeog.2006.09.004
- Sims, D. A. y Gamon, J. A. (2002). Relationships between leaf pigment content and spectral reflectance across a wide range of species, leaf structures and developmental stages. *Remote*

*Sensing of Environment*, 81, 337-354. doi:10.1016/S0034-4257(02)00010-X

- Sinclair, R. y Thomas, D. A. (1970). Optical properties of leaves of some species in arid South Australia. *Australian Journal of Botany*, 18, 261-273.
- Slaton, M. R., Hunt, E. R. y Smith, W. K. (2001). Estimating near-infrared leaf reflectance from leaf structural characteristics. *American Journal of Botany*, 88(2), 278-284. doi:10.2307/2657019
- Snow, A. A. y Vince, S. W. (1984). Plant zonation in an Alaskan salt marsh. II An experimental study of the role of edaphic conditions. *Journal of Ecology*, 72(2), 669-684. doi:10.2307/2260075
- Suzuki, R., Tanaka, S. y Yasunari, T. (2000). Relationships between meridional profiles of satellite-derived vegetation index(NDVI) and climate over Siberia. *International Journal of Climatology*, 20, 955-967.
- Symeonakis, E. y Drake, N. (2004). Monitoring desertification and land degradation over sub-Saharan Africa. *International Journal of Remote Sensing*, 25(3), 573-592. doi:10.1080/0143116031000095998
- Tan, B., Morisette, J. T., Wolfe, R. E., Gao, F., Ederer, G. A., Nightingale, J. y Pedelty, J. A. (2008). Vegetation phenology metrics derived from temporally smoothed and gap-filled MODIS data. En *IGARSS 2008 - IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (p. III-593-III-596). Boston. doi:10.1109/IGARSS.2008.4779417
- Tan, B., Morisette, J. T., Wolfe, R. E., Gao, F., Ederer, G. A., Nightingale, J. y Pedelty, J. A. (2011). An enhanced TIMESAT algorithm for estimating vegetation phenology metrics from MODIS data. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 4(2), 361-371. doi:10.1109/JSTARS.2010.2075916
- Todd, S. W. (2006). Gradients in vegetation cover, structure and species richness of Nama-Karoo shrublands in relation to distance from livestock watering points. *Journal of Applied Ecology*, 43, 293-304. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01154.x
- Tóth, J. (1963). A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. *Journal of geophysical research*, 68(16), 4795-4812. doi:https://doi.org/10.1029/JZ068i016p04795
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combination for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127-150. doi:10.1016/0034-4257(79)90013-0
- Tucker, C. J. (1986). Maximum normalized difference vegetation index images for sub-Saharan Africa for 1983-1985. *International Journal of Remote Sensing*, 7(11), 1383-1384.
- Tucker, C. J. y Sellers, P. J. (1986). Satellite remote sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing*, 7(11), 1395-1416. doi:10.1080/01431168608948944
- Ungar, I. A. (1998). Are biotic factors significant in influencing the distribution of halophytes in

saline habitats? *The botanical review*, 64(2), 176-199.

- Verettoni, H. N. (1974). *Las comunidades vegetales de la región de Bahía Blanca*. (H. N. Verettoni, Ed.). Bahía Blanca: UNS.
- Vermote, E. F. y Vermeulen, A. (1999). Atmospheric correction algorithm: Spectral reflectances (MOD09). *Algorithm Theoretical Background Document, Version 4.0*.
- Vermote, E., Justice, C., Claverie, M. y Franch, B. (2016). Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product. *Remote Sensing of Environment*, 185, 46-56. doi:10.1016/j.rse.2016.04.008
- Verón, S. R., Paruelo, J. M. y Oesterheld, M. (2006). Assessing desertification. *Journal of Arid Environments*, 66, 751-763. doi:10.1016/j.jaridenv.2006.01.021
- Waller, M. P., Long, A. J., Long, D. y Innes, J. B. (1999). Patterns and processes in the development of coastal mire vegetation: Multi-site investigations from Walland Marsh, Southeast England. *Quaternary Science Reviews*, 18, 1419-1444. doi:10.1016/S0277-3791(98)00072-9
- Walter, H. (1984). Zonobiome of the subtropical arid climate with deserts. En O. Muise (Ed.), *Vegetation of the earth and ecological systems of the geo-biosphere* (pp. 113-147). Berlin: Springer-Verlag.
- Wang, J., Price, K. P. y Rich, P. M. (2001). Spatial patterns of NDVI in response to precipitation and temperature in the central Great Plains. *International Journal of Remote Sensing*, 22(18), 3827-3844. doi:10.1080/01431160010007033
- Wang, J., Rich, P. M. y Price, K. P. (2003). Temporal responses of NDVI to precipitation and temperature in the central Great Plains, USA. *International Journal of Remote Sensing*, 24(11), 2345-2364. doi:10.1080/01431160210154812
- Wang, J., Rich, P. M., Price, K. P. y Kettle, W. D. (2004). Relations between NDVI and tree productivity in the central Great Plains. *International Journal of Remote Sensing*, 25(16), 3127-3138.
- Wang, Q., Li, P. y Chen, X. (2012). Modeling salinity effects on soil reflectance under various moisture conditions and its inverse application: A laboratory experiment. *Geoderma*, 170, 103-111. doi:10.1016/j.geoderma.2011.10.015
- Weber, G. E., Jeltsch, F., Van Rooyen, N. y Milton, S. J. (1998). Simulated long-term vegetation response to grazing heterogeneity in semi-arid rangelands. *Journal of Applied Ecology*, 35, 687-899. doi:10.1046/j.1365-2664.1998.355341.x
- Weidong, L., Baret, F., Xingfa, G., Qingxi, T., Lanfen, Z. y Bing, Z. (2002). Relating soil surface moisture to reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 81, 238-246. doi:10.1016/S0034-4257(01)00347-9

- Weiss, J. L., Gutzler, D. S., Coonrod, J. E. A. y Dahm, C. N. (2004). Long-term vegetation monitoring with NDVI in a diverse semi-arid setting, central New Mexico, USA. *Journal of Arid Environments*, 58(2), 249-272. doi:10.1016/j.jaridenv.2003.07.001
- Wilks, D. S. (2006). On “field significance” and the false discovery rate. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 45, 1181–1189. doi:10.1175/JAM2404.1
- Wilks, D. S. (2016). «The stippling shows statistically significant grid points»: How research results are routinely overstated and overinterpreted, and what to do about it. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 97, 2263–2274. doi:10.1175/BAMS-D-15-00267.1
- Xiao, J. y Moody, A. (2005). A comparison of methods for estimating fractional green vegetation cover within a desert-to-upland transition zone in central New Mexico, USA. *Remote Sensing of Environment*, 98, 237-250. doi:10.1016/j.rse.2005.07.011
- Yan, F., Wu, B. y Wang, Y. (2013). Estimating aboveground biomass in Mu Us Sandy Land using Landsat spectral derived vegetation indices over the past 30 years. *Journal of Arid Land*, 5(4), 521-530. doi:10.1007/s40333-013-0180-0
- Yechieli, Y. y Wood, W. W. (2002). Hydrogeologic processes in saline systems: Playas, sabkhas, and saline lakes. *Earth-Science Reviews*, 58, 343-365. doi:10.1016/S0012-8252(02)00067-3
- Yengoh, G. T., Dent, D., Olsson, L., Tengberg, A. E. y Tucker, C. J. (2014). *The use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to assess land degradation at multiple scales: a review of the current status, future trends, and practical considerations*. Lund University Centre for Sustainability Studies (LUCSUS), and The Scientific and Technical Advisory Panel of the Global Environment Facility (STAP/GEF).