



UNIVERSIDAD
NACIONAL DE
SAN MARTÍN

Escuela de Ciencia y Tecnología

**HUMEDALES DE LA LLANURA COSTERA DE AJÓ-
SAMBOROMBÓN: IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN
MEDIANTE HERRAMIENTAS DE TELEDETECCIÓN**

*Wetlands of Ajó-Samborombón coastal plain: Identification and
characterization based on remote sensing.*

Tesis presentada para optar al título de Doctora en Ciencias Aplicadas y de
la Ingeniería.

Lic. Eliana Belén Gonzalez

Directora: Dra. Patricia Kandus

Co-Directora: Dra. Gabriela Gonzalez Trilla

Lugar de Trabajo: Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3IA), UNSAM.

Fuentes de Financiamiento: PICT 0824-2014, PICT 2860-2014

Buenos Aires. Febrero de 2019

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue vincular observaciones de sensores remotos con variables biofísicas y la expresión espacial de las principales comunidades vegetales, que tendrían carácter de indicador ambiental, de los humedales costeros de Ajó-Samborombón. En el Capítulo 1 la espectroradiometría de campo permitió caracterizar y diferenciar las firmas espectrales de las especies dominantes de las comunidades vegetales (*Sporobolus densiflorus*, *Sarcocornia ambigua* y *Bolboschoenus maritimus*) y establecer la relación con variables biofísicas de la vegetación. La porción del verde permitiría discriminar a *B. maritimus* de las otras dos comunidades. Dentro de cada comunidad las firmas se pudieron ordenar de acuerdo a su cobertura y biomasa fotosintética en la porción visible del espectro. La simulación espectral de sensores remotos multiespectrales a partir de datos de campo mejoró la separabilidad de las tres coberturas y se determinaron las bandas verde, amarilla e Infrarroja como óptimas para el caso de WorldView-2. En el Capítulo 2 se generó un mapa de alta resolución espacial a partir de una imagen WV-2 obteniéndose 81% de exactitud de la clasificación y un valor de Kappa de 78,1%. Las mayores coberturas correspondieron a *Sa. ambigua* (24,5%) seguida de *Sp. densiflorus* (21.9%), *C. selloana* y pastizales pampeanos (14.9%) y *B. maritimus* (4.42%). Se definieron 5 Unidades de paisaje: la Unidad A con dominancia de *Sa. ambigua* y matas dispersas de *Sp. densiflorus*; la Unidad B presentó una matriz de *Sa. ambigua* con stands aislados de *C. selloana* rodeados por anillos de *Sp. densiflorus*; la Unidad C estuvo dominada por *B. maritimus* a lo largo de los márgenes de los canales; la Unidad D presentó lagunas someras con franjas de *B. maritimus*; la Unidad E dominada por *Sp. densiflorus* y *C. selloana* junto con pastizales pampeanos en posiciones más elevadas. En el Capítulo 3 se estableció la relación entre la presencia/ausencia de las comunidades vegetales y sus características biofísicas con variables ambientales resultando los modelos significativos para las tres especies. Las variables más explicativas fueron: conductividad, pH y Unidad del paisaje. La elevación explicó parcialmente la presencia de las mismas. Los resultados obtenidos constituyen un aporte concreto para entender la heterogeneidad y el funcionamiento del sistema, y establecer criterios de inventario y monitoreo de los humedales a escala local y de paisaje.

Palabras clave: comunidades vegetales, marismas, espectroradiometría de campo, imágenes de alta resolución espacial, indicadores ambientales

ABSTRACT

The aim of this study was to relate remote sensing observations with biophysical variables and the spatial expression of the main plant communities, which would have the potential to be environmental indicators of the coastal wetlands of Ajó-Samborombón.

In Chapter 1, field spectroradiometry allowed us to characterize and differentiate the spectral signatures of the dominant species of plant communities (*Sporobolus densiflorus*, *Sarcocornia ambigua* and *Bolboschoenus maritimus*) and establish the association with biophysical variables of the vegetation. The green portion of the electromagnetic spectrum would allow to discriminate *B. maritimus* from the other two communities. Within each community the signatures were ordered according to their coverage and photosynthetic biomass in the visible portion of the spectrum. The spectral simulation of multispectral remote sensing sensors from field data improved the separability of the three coverages and the green, yellow and infrared bands were determined as optimal for WorldView-2 (WV-2). In Chapter 2, a high spatial resolution map was generated from a WV-2 image, obtaining 81% classification accuracy and a Kappa value of 78.1%. The main land covers were *Sa. ambigua* (24.5%) followed by *Sp. densiflorus* (21.9%), *C. selloana* and Pampas grasslands (14.9%) and *B. maritimus* (4.42%). Five landscape units were defined: Unit A dominated by *Sa. ambigua* and dispersed clumps of *Sp. densiflorus*; Unit B presented a matrix of *Sa. ambigua* with isolated stands of *C. selloana* surrounded by *Sp. densiflorus* rings; Unit C was dominated by *B. maritimus* along the margins of the channels; Unit D presented shallow lakes with *B. maritimus* on the margins; Unit E dominated by *Sp. densiflorus* and *C. selloana* and Pampas grasslands in higher positions. In Chapter 3, the association between the presence / absence and biophysical features of plant communities and environmental variables was established, resulting in significant models for the three species. The most explanatory variables were: conductivity, pH and landscape unit. The elevation partially explained the presence of plant communities. The results obtained constitute a concrete contribution to understand the heterogeneity and functioning of the coastal wetlands of Ajó-Samborombón and to establish criteria for inventory and monitoring of marshes at local and landscape scales.

Keywords: *plant communities, marshes, field spectroradiometry, high resolution imagery, environmental indicators*

Agradecimientos

En primer lugar, quiero agradecer a las Instituciones que de alguna u otra manera apoyaron mi trabajo. A CONAE, en particular a Pepe, Mariana, Nathalie y Guillermo que me acompañaron en las campañas y me facilitaron el GPS diferencial y el espectroradiómetro. A Eugenia de INTA que colaboró y me ayudó con la radiometría de campo. A todo el equipo del Parque Nacional Campos del Tuyú. A Mario Beade que desde el primer momento me ayudó y facilitó enormemente la logística y que me contagió su entusiasmo y amor por la conservación. A todos los guardaparques sin los cuales hubiera sido imposible hacer las campañas. Gracias Maxi, Lili, Pablo, Pablo R, y en particular a Marina por la enorme predisposición y buena onda.

A todo el equipo del LETyE que conformamos creo yo, no solo un excelente grupo académico, es un tremendo grupo humano. A Pris, Rafa a ustedes chicas Nati, Marie, Lau, mis compañeras, mis amigas.

A Mai, le agradezco no solo la ayuda para poder realizar esta tesis porque de verdad no tendría ni espacio para listar tanto, sos la persona más generosa, paciente, buena, dulce y hermosa que existe. Gracias por soportarme, por bancarme, por enseñarme a entender mucho más de la vida. Este camino no hubiera sido el mismo sin vos. Gracias por las risas, los mates, los tereres, las tortas, la construcción, la decostrucción y todo lo tantísimo más.

A Gabi, por ser de una calidad humana insuperable, por tu ternura, por tu apoyo incondicional y por ayudarme tanto a creer en mí misma. Por acompañarme en todas mis campañas y enseñarme tanto de las marismas que ahora ambas amamos.

A Pato, mi directora, le agradezco por transmitirme su pasión por esta profesión, por su increíble generosidad para compartir todo su conocimiento. Pero más que todo, por dirigirme con tanto amor y dedicación durante todo este tiempo. Te agradezco siempre por tu mirada crítica, por tus retos y por tus elogios que estoy segura que hacen que no solo yo sino todo este equipo de trabajo sea el mejor.

En lo personal, a mis amigos que me apoyan siempre en tantas ausencias, a la secta, a los bikers, a Marce y a Checha. A Facu, mi amigo de la vida, que siempre está para bancarme.

A Emi, no solo por las galles, gracias por acompañarme, por soportarme y apoyarme y por ser un gran amigo.

A mi familia que siempre me acompañó en este largo, muchas veces difícil pero reconfortante camino. Que son ese apoyo y esa red invisible que hacen que los saltos nunca sean al vacío. A mi amada hermana y a Leoncito que nos llena de amor. A mi prima que amo y admiro mucho y a Cata mi hermosa ahijada, que es mi luz en la vida. Les agradezco por entenderme, por quererme siempre.

A mis papas que construyeron en la rebeldía de una vida muy dura, un hogar de amor y de contención. A mi papá por enseñarme el valor del esfuerzo, por matarse trabajando de sol a sol para darme algo tan valioso como el tiempo, para poder dedicarme a estudiar en toda esta larga carrera que conlleva tratar de convertirse en "científico". A mi mamá, que es una superpersona en todos los aspectos de la vida. Los dos son sin dudas, mi mayor ejemplo de fortaleza, perseverancia y amor

Mi mamá me regaló Mujercitas hace exactamente 20 años y me lo dedicó con esta frase "Mientras más libre seas con tus emociones y sentimientos, más capaz serás de recibir y dar amor". Te amo ma. Gracias por apoyarme toda la vida y ayudarme a cumplir mis sueños. Lo logré!

Para mis papás Miguel y Miguelina

INDICE

INTRODUCCIÓN GENERAL, OBJETIVOS Y ESQUEMA DE DESARROLLO DE LA TESIS....	1
INTRODUCCIÓN GENERAL	2
OBJETIVOS	4
DESARROLLO DE LA TESIS	5
LAS MARISMAS DE SAMBOROMBÓN	6
CARACTERISTICAS GENERALES DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	7
LAS COMUNIDADES VEGETALES	9
1. CARACTERIZACIÓN Y ANÁLISIS ESPECTRAL DE LAS MARISMAS DE SAMBOROMBÓN. ESPECTRORADIOMETRA DE CAMPO.....	15
1.1 INTRODUCCIÓN	15
1.1.1 La teledetección para el estudio de la vegetación de las marismas.....	15
1.1.2 Patrones espectrales de la vegetación	16
1.1.3 Sensores hiperespectrales para la caracterización espectral de la vegetación de las marismas	19
1.1.4 OBJETIVOS	21
1.3 MATERIALES Y MÉTODOS.....	21
1.3.1 Toma de datos hiperespectrales.....	21
1.3.2 Procesamiento de datos hiperespectrales para extracción de información	24
1.3.3 Simulación de bandas multiespectrales.....	26
1.4 RESULTADOS	26
1.4.1 Caracterización biofísica de la vegetación.....	26
1.4.2 Comparación espectral entre especies.....	28
1.4.3 Comparación espectral intra-especie	31
1.4.4 Separabilidad hiperespectral	33
1.4.5 Escalado a sensores multiespectrales y separabilidad de bandas.....	37
1.5 DISCUSIÓN.....	39
2. DISTRIBUCIÓN Y PATRONES ESPACIALES DE LA VEGETACIÓN EN LAS MARISMAS DE SAMBOROMBÓN	42
2.1 INTRODUCCIÓN.....	43
2.1.1 Imágenes de alta resolución espacial como herramienta en el mapeo de marismas.....	43
2.1.2 Análisis de la heterogeneidad de los paisajes de humedales	45
2.1.3 OBJETIVOS	46
2.2 MATERIALES Y MÉTODOS.....	46
2.2.1 Delimitación del área de estudio.....	46
2.2.2 Procesamiento de la Imagen WorldView2	50
2.2.3 Clasificación con metodología orientada a objetos (OBIA)	53
2.2.4 Determinación de unidades del paisaje	54
2.3 RESULTADOS	55
2.4 DISCUSIÓN.....	63

3. LAS COMUNIDADES VEGETALES DE LAS MARISMAS DE SAMBOROMBÓN COMO INDICADORAS DE CONDICIONES AMBIENTALES.....	69
3.1 INTRODUCCIÓN.....	69
3.1.1 Las comunidades vegetales como indicadoras de las condiciones ambientales de las marismas	69
3.1.2 OBJETIVOS	71
3.2 MATERIALES Y MÉTODOS.....	71
3.2.1 Muestreo a campo/Determinación de variables ambientales a campo.....	71
3.2.2 Análisis de suelo	72
3.2.3 Análisis de datos y estadísticos.....	72
3.2.4 Determinación de la elevación de las principales comunidades vegetales.	73
3.3 RESULTADOS	75
3.3.1 Descripción ambiental de las Unidades del paisaje.....	75
3.3.2 Descripción de las Unidades del paisaje en función de variables biofísicas de la vegetación.....	78
3.3.3 Modelos lineales generalizados (GLM) para la presencia de las comunidades vegetales como indicadora de condiciones ambientales	80
3.3.4 Modelos lineales generalizados (GLM) para las características biofísicas de las comunidades vegetales como indicadora de condiciones ambientales	82
3.3.5 Análisis de la elevación	85
3.4 DISCUSIÓN.....	87
CONCLUSIONES.....	93
CONSIDERACIONES FINALES.....	97
REFERENCIAS.....	99

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. A. Zona de estudio. A la izquierda (a) se sitúa el área de estudio dentro de las marismas de Samborombón. A la derecha (b) se muestra en detalle el sitio, en rojo se delimita el Parque Nacional Campos del Tuyú.....	8
Fig. B. Marisma dominada por <i>Sp. densiflorus</i> en el Parque Nacional Campos del Tuyú, Buenos Aires.....	10
Fig. C. Marisma dominada por <i>Sa. ambigua</i> cercana de la ciudad de General Lavalle. Vista aérea tomada desde un dron (aprox. 5 metros).....	11
Fig. D. Marisma dominada por <i>B. maritimus</i>	12
Fig. 1. 1. Esquema de un corte transversal de una hoja típica que ilustra las interacciones de radiación en los distintos compartimentos de la hoja. Las superficies adaxial y abaxial están tapizadas por una capa de células epidérmicas que no tienen clorofila y recubiertas de una delgada película de ceras. El tejido mesodérmico entre las dos epidermis está formado por dos capas, la superior que contiene células en forma regular y ordenada. Estas células son ricas en clorofila a y b y otros pigmentos. La parte inferior del tejido mesodérmico es esponjoso y formado por celular de forma irregular, dejando numerosos espacios intercelulares y cavidades de aire.....	17
Fig. 1. 2. Firma espectral característica de una hoja.....	18
Fig. 1. 3. Metodología para la toma de datos radiométricos.....	22
Fig. 1. 4. Toma de datos a campo.....	24
Fig. 1. 5. Comparación de las variables biofísicas para cada una de especies vegetales dominantes de las comunidades de las marismas.....	27
Fig. 1. 6. Variaciones en la cobertura de la vegetación. a) <i>Sa. ambigua</i> , cob= 10%, b) <i>Sa. ambigua</i> , cob= 85%, c) <i>Sp. densiflorus</i> , cob= 10%, d) <i>Sp. densiflorus</i> , cob= 75%,e) <i>B. maritimus</i> , cob= 10%, f) <i>B. maritimus</i> , cob= 60%.....	28
Fig. 1. 7. Firmas espectrales promedio para cada una de las especies estudiadas.....	29
Fig. 1. 8. Comparación de las firmas espectrales de todos los sitios para cada una de las comunidades de las marismas. A la izquierda se encuentran los valores promedio y a la derecha se incluye el desvío estándar.....	30
Fig. 1. 9. Firmas espectrales de cada especie. A) Firmas espectrales de <i>Sa. ambigua</i> agrupadas por cobertura. B) Firmas espectrales de <i>Sp. densiflorus</i> en verde claro se muestran las firmas con menos de 25% de biomasa verde. C) Firmas espectrales de <i>B. maritimus</i>	33
Fig. 1. 11. Valores de p para test de U-Whitney para la reflectancia de todos los pares de vegetación.....	34
Fig. 1. 12. Distancia Jeffries Matusita para todos los pares de vegetación. El recuadro indica el rango de bandas espectrales (460 a 703) en las cuales se encontraron diferencias estadísticamente significativas (test de U-Whitney) para los pares <i>Sa. ambigua</i> y <i>Sp. densiflorus</i> vs <i>B. maritimus</i> y <i>Sa. ambigua</i> vs <i>Sp. densiflorus</i> respectivamente.....	35
Fig. 1. 13. Distancia de Jeffries Matusita para la combinación de dos longitudes de onda. En A) se presentan los resultados para <i>B. maritimus</i> vs. <i>Sp. densiflorus</i> , en B) <i>Sa. ambigua</i> vs <i>Sp. densiflorus</i> y en C) <i>Sa. ambigua</i> vs <i>B. maritimus</i>	36
Fig. 1. 14. Simulación de bandas espectrales para 3 satélites. A) Landsat-8 OLI; B) Sentinel-2; C) WorldView-2.....	38

Fig. 1. 15. Distancia J-M entre pares de vegetación para los satélites Sentinel-2, Landsat-8 OLI y WorldView-2.	39
Fig. 2. 1. Comparación de la altura de marea de imágenes Landsat 5 TM. En amarillo se indica la hora de pasada del satélite. En celeste se gráfica la escena elegida.....	47
Fig. 2. 2. A) Imagen Landsat 5 TM color real (RGB=3,2,1), B) Imagen Landsat 5 TM NDWI ..	50
Fig. 2. 3. Comparación de imágenes de distinta resolución espacial en la zona de estudio. A la izquierda imagen Landsat 8 (resolución espacial=30 metros) y a la derecha imagen World-View 2 (resolución espacial=2 metros).	51
Fig. 2. 4. Comparación de firmas espectrales de distintas coberturas a partir de imagen WV-2.	52
Fig. 2. 5. Análisis de correlación entre bandas de la imagen WV-2 para las coberturas de interés.	53
Fig. 2. 6. Máscara de la imagen WV-2. En blanco se encuentra la zona de estudio.....	55
Fig. 2. 7. Mapa de las principales coberturas de las marismas de Ajó-Samborombón.	57
Fig. 2. 8. Grupos obtenidos a partir análisis de agrupamiento del mapa de coberturas.....	58
Fig. 2. 9. Mapa de patrones del paisaje de las marismas de Samborombón.....	58
Fig. 2. 10. Mapa de Unidades del paisaje de las marismas de Samborombón.....	60
Fig. 2. 11. Patrones característicos de cada Unidad del paisaje.	62
Fig. 2. 12. Vista aérea del gradiente ambiental observado en la Unidad B. De derecha a izquierda se encuentran las comunidades de <i>Sa. ambigua</i> , <i>Sp. ambigua</i> y <i>C.selloana</i>	63
Fig. 2. 13. Mapa de la vegetación del Parque Nacional Campos del Tuyú. Tomado de Cagnoni y Faggi (1993).	65
Fig. 3. 1. Puntos de muestreo para las 3 comunidades vegetales preponderantes de las marismas de Samborombón.	73
Fig. 3. 2. A) Esquema de la toma de datos con la estación total. B) Transecta típica de las marismas de Samborombón. C) Regulación de la estación total sobre el punto amojonado con el GPS diferencial.....	74
Fig. 3. 3. Variables biofísicas de las comunidades vegetales para las unidades del paisaje. ..	77
Fig. 3. 4. Variables biofísicas de las comunidades vegetales en función de las unidades del paisaje.....	79
Fig. 3. 5. Variables ambientales del suelo de cada comunidad en las unidades del paisaje....	80
Fig. 3. 6. Variables significativas para la presencia y ausencia de las comunidades.....	82
Fig. 3. 7. Elevación a la que se encuentra cada Unidad del paisaje.....	86
Fig. 3. 8. Elevación a la que se encuentran las comunidades vegetales.	86
Fig. 3. 9. Elevación de las comunidades vegetales en cada Unidad del paisaje	87

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2. 1. Bandas de Landsat 5 TM utilizadas. Resolución espacial: 30 metros.....	47
Tabla 2. 2. Matriz de confusión de la clasificación OBIA	56
Tabla 3. 1. Variables ambientales de las unidades del paisaje	75
Tabla 3. 2. Modelos generales generalizables para la presencia de las comunidades vegetales. CE=Conductividad eléctrica, MO=Materia orgánica.	81
Tabla 3. 3. Modelos generales generalizables para las variables medidas en las comunidades de <i>Sarcocornia ambigua</i> . CE=Conductividad eléctrica, MO=Materia orgánica.	83
Tabla 3. 4. Modelos generales generalizables para las variables medidas en las comunidades de <i>Sporobolus densiflorus</i> . CE=Conductividad eléctrica, MO=Materia orgánica.....	84
Tabla 3. 5. Modelos generales generalizables para las variables medidas en las comunidades de <i>Bolboschoenus maritimus</i> . CE=Conductividad eléctrica, MO=Materia orgánica.	85

**INTRODUCCIÓN GENERAL, OBJETIVOS Y
ESQUEMA DE DESARROLLO DE LA TESIS**

La Universidad es un derecho no un privilegio

INTRODUCCIÓN GENERAL, OBJETIVOS Y ESQUEMA DE DESARROLLO DE LA TESIS

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los humedales son ambientes donde la presencia temporaria o permanente de agua superficial o subsuperficial otorga rasgos distintivos como la presencia de biota adaptada a estas condiciones, comúnmente plantas hidrófitas, y/o suelos hídricos o sustratos con rasgos de hidromorfismo (Benzaquen et al., 2013; Keddy, 2010; Mitsch & Gosselink, 1993). Las marismas son un tipo de humedales costeros que se desarrollan en regiones en latitudes medias y altas del planeta siendo reemplazados entre los 20° N y 20°S por manglares (Pratolongo et al., 2012). Se encuentran cerca de la desembocadura de ríos, en las bahías, en las planicies costeras, o alrededor de las lagunas costeras donde las mareas son el principal modelador del paisaje (Chabreck, 1988; Mitsch & Gosselink, 1993).

En estos ambientes protegidos del efecto del oleaje y donde la circulación del agua es restringida y de baja energía, se acumulan sedimentos finos limo-arcillosos de origen continental que son tempranamente colonizadas por especies halófitas (Hughes, 1975). El establecimiento de la vegetación disminuye aún más la velocidad del agua y acelera el proceso de depositación contribuyendo a la elevación de estas áreas. Es por este motivo que se observa una zonación de la vegetación, en la cual las zonas más altas son inundadas irregularmente y las más bajas están influenciadas por el régimen diario de inundaciones lo que condiciona el establecimiento de las plantas adaptadas a esas condiciones (Porro & Weidener, 1978; Greulich, 1978). O sea que, la inundación periódica y predecible producida por las mareas es uno de los principales factores que condicionan el desarrollo de este tipo de ecosistema (Chapman, 1964) actuando de forma antagónica: por un lado, producen estrés debido a que causan sumersión, salinizan los suelos y promueven la anaerobiosis, por el otro proveen nutrientes y remueven el exceso de sales.

Frente a ambientes tan restrictivos, las marismas se caracterizan fundamentalmente por la alta dominancia de pocos géneros vegetales: *Sporobolus*, *Sarcocornia*, etc. En las marismas del Atlántico Suroccidental se observa a escala regional una componente latitudinal marcada caracterizada por la dominancia de *Sporobolus* en la porción norte (Brasil, Uruguay, provincia de Buenos Aires y norte de la costa patagónica, hasta aproximadamente la Península de Valdés) mientras que al sur las marismas principales son las dominadas por *Sarcocornia* (A Bortolus, Schwindt, Bouza, & Idaszkin, 2009). En particular en la porción norte de la costa argentina se

encuentran dos especies: *S. densiflora* y *S. alterniflora* que dominan el paisaje de importantes sectores costeros de Samborombón, Bahía Blanca, Mar Chiquita (Isacch, Costa, Rodríguez-Gallego, et al., 2006).

Hoy en día se reconoce la importancia de los humedales costeros en la provisión de numerosos bienes y servicios a la sociedad que incluyen la protección de la línea de costa y el control de la erosión, la provisión de recursos naturales (pesqueros, de caza, madereros, fibras, etc.), la regulación del clima, la mejora de la calidad del agua estuarial, la amortiguación de las tormentas y la provisión de sitios de refugio, alimentación y reproducción para muchas especies de aves migratorias y para la fauna silvestre local (Adam, Davy, Bertness, & Zedler, 2005; Bertness, 1998; Isacch, Escapa, Fanjul, & Iribarne, 2011). Dado que la provisión de los bienes y servicios requieren preservar la estructura y el funcionamiento de estos ecosistemas (Brinson, 1993; Preston & Bedford, 1988) es de interés contar con indicadores ambientales que permitan determinar cuantitativamente y en forma expeditiva el estado actual y los cambios en estos ambientes (Klemas, 2001)

Uno de los indicadores ambientales más utilizados son las comunidades vegetales, ya que las plantas reflejan con precisión las condiciones ambientales en las cuales se encuentran y por este motivo pueden ser utilizadas como bioindicadores (Zonneveld, 1983). Por otro lado, tienen la ventaja de que pueden ser mapeadas y monitoreadas por medio de sensores remotos que, considerando la superficie, complejidad y accesibilidad de los humedales, permiten ahorrar tiempo y dinero (Klemas, 2001).

La teledetección (o el sensoramiento remoto) se basa en la posibilidad de extraer información a partir de la interacción que ocurre entre la radiación electromagnética y los elementos de la superficie terrestre. En el caso de la teledetección óptica, que opera en el rango de longitudes de onda del visible y el infrarrojo reflectivo del espectro electromagnético, la interacción entre la radiación y la vegetación se ve afectada por diferentes aspectos bioquímicos (i.e presencia de pigmentos en las hojas) y estructurales (desde la anatomía del parénquima de las hojas, la arquitectura de las plantas hasta el área foliar y la biomasa vegetal, entre otros) (Jones & Vaughan, 2010). En esta interacción toman lugar también las características del sustrato, tales como la composición mineral y orgánica y el grado de saturación con agua. Esto se traduce en un comportamiento espectral particular, que hace posible diferenciar y caracterizar las comunidades vegetales (Peñuelas, Gamon, Griffin, & Field, 1993; Tateishi, Ishiyama, & Honda, 1998).

La radiometría de campo, en particular, es una técnica precisa para el estudio de las relaciones que vinculan parámetros espectrales de la teledetección, y variables biofísicas empíricas emergentes de los sistemas estudiados a partir del trabajo de

campo. La radiometría aporta un mayor control de las condiciones de medición (Trishchenko, 2009) y permite la obtención de datos hiperespectrales (i.e. un muestreo extendido de longitudes de onda). La caracterización espectral de las comunidades vegetales es un paso clave en la determinación de la separabilidad espectral entre ellas como base para establecer estrategias de clasificación de imágenes satelitales a partir de sensores remotos.

Por otra parte, el desarrollo de estrategias de clasificación de datos satelitales permiten la generación de mapas a nivel de detalle, constituyendo una herramienta básica dentro de un esquema de inventario y monitoreo de humedales costeros (Hardisky, Gross, & Klemas, 1986b; Klemas, 2001).

OBJETIVOS

El objetivo del presente trabajo fue desarrollar esquemas conceptuales y procedimientos de integración de observaciones con sensores remotos y variables biofísicas de las principales comunidades vegetales indicadoras de condiciones ambientales de las marismas de Samborombón. Para llevar a cabo este objetivo se utilizaron técnicas de radiometría de campo, clasificación de imágenes satelitales de alta resolución espacial y modelos estadísticos que vinculen las comunidades vegetales con variables ambientales.

El enfoque usado involucra dos escalas diferentes, dado que considera tanto la respuesta espectral local a partir del estudio de las firmas espectrales de las diferentes comunidades vegetales como su expresión espacial en el paisaje a partir del análisis de los datos de las imágenes satelitales.

Los **objetivos particulares** son:

- 1) Identificar y caracterizar las firmas hiperespectrales de las principales comunidades vegetales de las marismas de Samborombón y vincularlas con variables biofísicas que den cuenta de su comportamiento espectral, como base para su identificación con sensores remotos satelitales.
- 2) Evaluar la expresión espacial e identificar patrones de vegetación a escala local y del paisaje de las comunidades vegetales de las marismas a partir de observaciones satelitales de alta resolución espacial.
- 3) Determinar el carácter indicador ambiental de la presencia y distribución de las comunidades vegetales en las marismas de Samborombón.

DESARROLLO DE LA TESIS

La presente tesis, además de la introducción general y la descripción de las principales características del área de estudio, se estructura en tres capítulos de resultados.

En el **capítulo I** se presentan los resultados de la caracterización espectral de las comunidades de *Sarcocornia ambigua*, *Sporobolus densiflorus* y *Bolboschoenus maritimus* mediante la utilización de un radiómetro de campo a fin de vincular las firmas espectrales con las características de las variables biofísicas de las comunidades vegetales. Esto permitió su caracterización e identificación espectral como base para el mapeo a partir de sensores remotos de mayor resolución espacial y temporal

En el **capítulo II** se generó un mapa a nivel del detalle elaborado a partir de una imagen de alta resolución espacial que muestra la distribución y los patrones de las principales comunidades vegetales a escala del paisaje y local.

En el **capítulo III** se analizó el potencial de las comunidades vegetales como indicadores de las condiciones ambientales de las marismas y se presentaron los resultados en términos del emplazamiento topográfico y las condiciones del sustrato en las cuales se desarrolla la vegetación.

Por último, se presentan las conclusiones generales y consideraciones finales tomando el trabajo en su conjunto y sintetizando sus aportes tanto a la ecología de humedales costeros como a la teledetección.

**LAS MARISMAS DE
SAMBOROMBÓN**

LAS MARISMAS DE AJÓ-SAMBOROMBÓN

CARACTERISTICAS GENERALES DEL ÁREA DE ESTUDIO

Las marismas de la Bahía de Samborombón son uno de los humedales costeros más importantes de la costa sur Atlántica. Están ubicadas entre 35°13' y 36°18'S bajo un clima mesotérmico, subhúmedo a húmedo, con escaso a nulo déficit hídrico (Carol, Kruse, & Pousa, 2008). La precipitación anual alcanza los 1078 mm y la temperatura media es de alrededor de 14,6 °C (Carol, Kruse, & Mas-Pla, 2009; Vervoorst, 1967).

La zona está conformada por ambientes estuarinos caracterizados por un régimen micromareal, en el cual el agua marina penetra por debajo del agua dulce del Río de la Plata (Acha et al., 2008; Tosi et al., 2013). El régimen de las mareas es semidiurno con una amplitud media de 0,8 metros.

La llanura costera de la Bahía de Samborombón está formada por depósitos sedimentarios del Holoceno que se originaron por las fluctuaciones del nivel del mar que ocurrieron posteriormente a la última glaciación (Cavallotto, Violante, & Parker, 2004). Los patrones de paisaje están definidos por extensas marismas surcadas por canales de marea activos, planicies de marea, cangrejales, pastizales y cordones de conchilla (Cavallotto et al., 2004; Gonzalez & Weiler, 1983). El relieve general es llano con una pendiente aproximada del 0,01% y una altitud de 2 a 3 msnm (metros sobre el nivel del mar)(Carol et al., 2008; Violante, Parker, & Cavallotto, 2001). Los suelos son aluviales, salinos con drenaje deficiente (Carol et al., 2009; Fidalgo, Colado, & De Francesco, 1973).

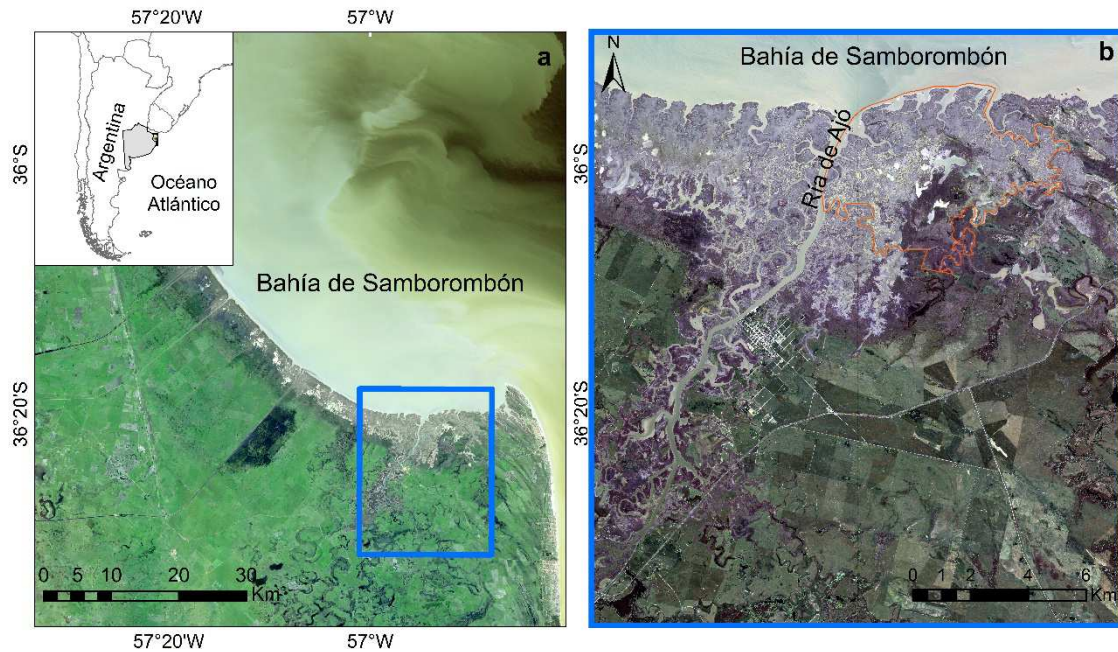


Fig. A. Zona de estudio. A la izquierda (a) se sitúa el área de estudio dentro de las marismas de Samborombón. A la derecha (b) se muestra en detalle el sitio, en rojo se delimita el Parque Nacional Campos del Tuyú.

La principal localidad emplazada en esta zona es General Lavalle. Se trata de una ciudad ubicada en la margen sur de la Ría de Ajó, que tiene alrededor de 3000 habitantes (INDEC, 2001). Entre las actividades económicas se encuentra la cría de ganado, principalmente bovino que se desarrolla en la llanura costera de Ajó, hacia el interior del continente, en áreas actualmente desconectadas del régimen de mareas. Otra actividad económica importante en General Lavalle es la pesca comercial asociada a su puerto. Dicha actividad involucra barcos de pequeño calado que realizan pesca de arrastre costera, principalmente de corvina rubia y negra, que se desarrolla entre junio y noviembre (Fernández, Pujol, Beade, & Mermoz, 2004). Hacia el este se emplazan las ciudades balnearias del municipio urbano de la costa.

El área de estudio en este trabajo de tesis cubre 160 km² en la parte sur de la Bahía de Samborombón, a lo largo de la "Ría de Ajó" (Coordenada central 56° 56 'O, 36° 24'S) (Fig. A). Parte del área está ocupada por áreas protegidas, incluido el Parque Nacional Campos del Tuyú, que sirve para proteger a una de las dos poblaciones remanentes del venado de las pampas que se encuentran amenazadas (*Ozotoceros bezoarticus celer*) (Vila, Beade, & Barrios Lamunière, 2008).

LAS COMUNIDADES VEGETALES

Los humedales costeros de la Bahía de Samborombón comprenden un complejo de ambientes que se encuentran influenciados por las mareas provenientes del estuario del Río de la Plata que entran periódicamente en los canales y anegan una superficie variable de la planicie costera (Carol et al., 2009; Fernández et al., 2004). En estos ambientes solo se pueden establecer especies vegetales con adaptaciones que les permitan superar el estrés producido por la alternancia periódica de condiciones de inundación y seca, intensidad del oleaje y la salinidad elevada o variable (Cagnoni & Faggi, 1993). Las comunidades vegetales principales en las marismas de Samborombón son: bosques de tala (*Celtis ehrenbergiana* synonymus de *Celtis tala*), juncales de *Juncus acutus*, pajonales de cortadera (*Cortaderia selloana*), praderas herbáceas de *Sporobolus densiflorus* o de *Bolboeschoenus maritimus* y estepas de *Sarcocornia ambigua*, todas llevan el nombre de la especie dominante, y conforman stands prácticamente monoespecíficos.

Los bosques de tala (*Celtis ehrenbergiana* synonymus de *Celtis tala*) colonizan los cordones de conchillas, y en el área de estudio tienen muy escasa representación. La comunidad de *Juncus acutus*, se localiza como una estrecha franja en los márgenes de los talares. Los pajonales de cortadera, por su parte tienen una considerable expresión espacial en el área de estudio, asociado a los sitios de menor inundabilidad de la planicie de mareas, *C. selloana* es una especie cosmopolita, en la provincia de Buenos Aires que suele encontrarse comúnmente en terrenos disturbados, tales como bordes de caminos elevados y terraplenes en áreas inundables (i.e. Delta del Paraná y Bajíos Ribereños) (Morello, Matteucci, Rodríguez, & Silva, 2013).

El género *Sporobolus* está constituido por 16 especies, las cuales son rizomatosas, perennes y tolerantes a las condiciones salinas del medio. Aunque es un género de plantas que habita predominantemente en las marismas saladas y otros hábitats salinos (dunas y bancos de arena), la distribución del mismo no está confinada a los suelos salinos, encontrándose también en praderas, banquinas o marismas de agua dulce. La mayoría de las especies son de origen americano, solo unas pocas especies (como *S. maritima*, y *S. anglica*) parecen haber tenido su centro de origen en otras regiones del globo.

Sporobolus densiflorus Brong (Fig. B) es una gramínea perenne con crecimiento clonal a través de guerrilla y falanges (Alejandro Bortolus, 2006; Doust, 1981). Las poblaciones se desarrollan en las marismas a lo largo de las costas del sur de Sudamérica, donde esta especie es nativa (Alejandro Bortolus, 2006; Cabrera, 1976; Mobberley, 1956) y ha invadido marismas del suroeste de la península Ibérica (Nieva,

Díaz-Espejo, Castellanos, & Figueroa, 2001), noroeste de África (Fennane & Mathez, 1988), y suroeste de Norte América (Kittelson & Boyd, 1997). En Argentina, *Sp. densiflorus* es una de las especies más importantes que dominan las marismas costeras, con centros de concentración en la bahía de Samborombón, Mar Chiquita y Bahía blanca (A Bortolus, 2001; Alejandro Bortolus, 2006; Cagnoni & Faggi, 1993; Mobberley, 1956). Esta especie también está presente en marismas riverinas con suelos salinos pero sin influencia marina actual (Vicari, Fischer, Madanes, Bonaventura, & Pancotto, 2002). Como en Estados Unidos (Kittelson & Boyd, 1997) y España (Jesús M Castillo et al., 2005), las comunidades de *Sp. densiflorus* parecen estar restringidas a zonas medias y altas de la marisma, y se la encuentra raramente en la zona intermareal baja, incluso cuando es la única especie presente (A Bortolus, 2001; A Bortolus et al., 2009; Nieva et al., 2001). La ubicación de esta especie dentro del perfil topográfico es equivalente a la posición que presenta *Spartina patens* (Aiton) Muhl. en el Hemisferio Norte (Mitsch & Gosselink, 1993) mientras que *S. alterniflora* ocupa las zonas intermareales bajas en ambos hemisferios.

Dentro del género *Sarcocornia* (Chenopodiaceae) existen varias especies consideradas halófitas extremas debido a su capacidad de vivir en suelos con elevada salinidad, cercana a los valores de salinidad del agua de mar (35 g de NaCl L-1) (Davy et al., 2006; Redondo-Gómez et al., 2011).



Fig. B. Marisma dominada por *Sp. densiflorus* en el Parque Nacional Campos del Tuyú, Buenos Aires.

Las especies del género *Sarcocornia* se encuentran en marismas, manglares y desiertos ya que su ocurrencia se debe principalmente a las condiciones de salinidad e inundabilidad del ambiente que son los factores principales que determinan la germinación y el establecimiento de la planta. (Ungar, 2001).

Sarcocornia ambigua (Michx.) Alonso y Crespo (Fig. C) es una macrófita que se encuentra en el intermareal y crece en zonas regularmente inundadas en el mayor nivel de la marisma donde se encuentran altos valores de salinidad, alta cobertura vegetal de esta especie y la frecuencia de inundación es menor (Castellanos, Figueroa, & Davy, 1994; Rogel, Ariza, & Silla, 2009). Se encuentra en marismas y manglares salinos a lo largo de la costa atlántica de América del Sur desde Venezuela hasta la Península Valdés en Argentina (Alonso & Crespo, 2008; Costa, 2006; Isacch, Costa, Rodríguez-Gallego, et al., 2006). *Sa. ambigua* coloniza las marismas altas y medias en codominancia con *S. densiflora*. Ocupa más de 740 km² entre el sur de Brasil (32 ° S) y la Península de Valdés (43 ° S) (Costa, 2006; Isacch, Costa, Rodríguez-Gallego, et al., 2006).



Fig. C. Marisma dominada por *Sa. ambigua* cercana de la ciudad de General Lavalle. Vista aérea tomada desde un dron (aprox. 5 metros).

El género *Bolboschoenus* está compuesto por especies de plantas herbáceas perennes, rizomatosas que miden entre 20 a 150 cm y se encuentran frecuentemente en ambientes húmedos y pantanosos como humedales permanentes y estacionarios, en los márgenes de los ríos y estuarios (Costa, 1998) (Fig.C). Dentro de este género,

la especie *Bolboschoenus maritimus* es una hidrófita emergente ampliamente distribuida en Europa y América donde es nativa (Karagatzides & Hutchinson, 1991; Lillebø, Pardal, Neto, & Marques, 2003) que usualmente se encuentra formando stands monoespecíficos en marismas poco profundas y salobres (Charpentier & Stuefer, 1999). Esta especie tiene una amplia tolerancia a condiciones ambientales extremas, de hecho puede vivir bajo condiciones de salinidad por lo que se encuentra presente en marismas. Por otra parte, cuenta con adaptaciones que le permiten vivir en condiciones de inmersión casi total.

Su ciclo de vida incluye un periodo de latencia en el invierno, crecimiento de brotes nuevos y floración hacia el final de primavera y la mayor tasa de crecimiento máxima en verano para luego senescer en otoño (Miller, Burns, Wickland, & Eadie, 2009). Solo las partes bajo tierra persisten hasta el próximo año a través de órganos de hibernación que incluyen tubérculos formados en la base de brotes sobre el suelo, tubérculos de ramets sin brotes es decir, ramets que no formaron brotes sobre el suelo) y conexiones de rizomas entre los tubérculos (Clevering & Hundscheid, 1998).



Fig. D. Marisma dominada por *B. maritimus*.

En la presente tesis se pone foco en las tres últimas comunidades vegetales descritas, dominadas por *Sporobolus densiflorus*, *Bolboeschoenus maritimus* y *Sarcocornia ambigua*. Por una parte, desde el punto de vista de la teledetección constituyen un desafío en términos de su identificación y delimitación. Desde el punto de vista ambiental, las mismas tendrían significado en términos de su potencial como indicadoras ambientales.

CAPÍTULO 1.
CARACTERIZACIÓN Y ANÁLISIS ESPECTRAL DE LAS
MARISMAS DE AJÓ-SAMBOROMBÓN.
ESPECTRORADIOMETRÍA DE CAMPO

El desarrollo nacional es inviable sin una Universidad pública comprometida con él.

1. CARACTERIZACIÓN Y ANÁLISIS ESPECTRAL DE LAS MARISMAS DE SAMBOROMBÓN. ESPECTRORADIOMETRA DE CAMPO.

En este capítulo se realizó una caracterización espectral de las especies dominantes de las principales comunidades vegetales de las marismas de Samborombón, a partir de datos obtenidos a campo con un espectroradiómetro. Las comunidades estudiadas son las dominadas por: *Sp. densiflorus*, *B. maritimus* y *Sa. ambigua*. Se estudió la respuesta espectral en relación con variables biofísicas de las coberturas vegetales y el suelo. Los resultados son una base para la identificación de porciones del espectro electromagnético que faciliten la separabilidad de la vegetación y para la selección de bandas espectrales de sistemas satelitales disponibles en la actualidad a fin de realizar mapeos y monitoreo de las marismas.

1.1 INTRODUCCIÓN

1.1.1 La teledetección para el estudio de la vegetación de las marismas.

Para entender el comportamiento de los ecosistemas en términos de su dinámica y patrones de cambio es necesario obtener variables que den cuenta de su estado y características estructurales, tales como biomasa, riqueza de especies, productividad, etc. La extracción de este tipo de información a campo requiere mediciones de carácter local, en sitios elegidos por su representatividad sobre los ecosistemas estudiados, acorde a un diseño particular de toma de muestras, con restricciones en cuanto al tiempo disponible, la accesibilidad e inclusive los costos operativos. Los sensores remotos son una herramienta valiosa que permiten no solo la integración o expansión de los resultados obtenidos a campo en escala de paisaje o incluso regional, sino que también son útiles tanto para la comprensión de patrones y procesos ecológicos como para la gestión de los recursos (Gower, Kucharik, & Norman, 1999; Zonneveld, 1983).

La Tierra es observada continuamente desde hace más de 30 años por sensores remotos a bordo de satélites, tanto ópticos como de microondas. El proceso de teledetección se basa en la forma en que la radiación que llega a la superficie de la tierra puede ser absorbida, reflejada (también dispersada) y/o transmitida por los objetos o cubiertas de la superficie (Jensen, 2006). Las magnitudes físicas medidas por los sensores remotos dependen de las características físicas y químicas de las superficies observadas, las cuales determinan la respuesta espectral (Larcher, 2003);

por lo tanto se puede inferir cual es la superficie y/o sus propiedades a partir de comprender como la cobertura interactúa con la radiación incidente (Jones & Vaughan, 2010).

Considerando la teledetección en el rango óptico del espectro, en los ambientes naturales, la vegetación, el suelo y el agua en forma individual tienen un comportamiento teórico característico en términos de su capacidad de reflejar, absorber o transmitir la energía electromagnética que le llega en las porciones del visible y los infrarrojos reflectivos. Los sistemas pasivos con sensores que operan en el óptico son los usados más ampliamente para diferenciar coberturas, realizar mapas de vegetación en humedales e identificar procesos de cambio que aportan al estudio de los ecosistemas (Harvey & Hill, 2001; Jones & Vaughan, 2010; Wright & Gallant, 2007)

1.1.2 Patrones espectrales de la vegetación

En términos generales, los componentes que afectan la señal detectada por sensores remotos en la marisma pueden enumerarse en forma simplificada como la vegetación herbácea, el sustrato y el agua (Mertes, Smith, & Adams, 1993) así como las interacciones entre estos.

En el caso de la vegetación, en las longitudes de onda del visible y los infrarrojos reflectivos, el comportamiento espectral de la vegetación está definido por: i) la reflectividad de la hoja en función de los pigmentos, la estructura celular y el contenido de humedad; ii) las características geométricas de la planta (arquitectura), principalmente de su área foliar, forma y orientación de la hoja y distribución de hojas y ramas en la planta (Jones & Vaughan, 2010).

En lo que se refiere a las propiedades radiativas de las hojas, solo una pequeña fracción de la radiación incidente es reflejada directamente por la superficie expuesta de la hoja, pues la cutícula y la epidermis suelen ser casi transparentes al visible y al IR cercano (Gates, Keegan, Schleter, & Weidner, 1965; Gausman, 1977; Knipling, 1970; Woolley, 1971). Otra fracción de radiación es transmitida directamente a través de la hoja, pero una buena parte, de la radiación sufre interacciones con la estructura interna de la misma (Fig. 1. 1). La porción del visible (400-700nm) puede ser absorbida por los pigmentos de la hoja en la porción del visible del espectro electromagnético, pero una fracción importante del infrarrojo -IR- (en el IR cercano: de 700 a ~1000 nm y en el IR medio: de 1000 a ~2300nm), sufre reflexiones y refracciones múltiples en el tejido esponjoso debido a la diferencia de índices de refracción entre el aire ($n=1.0$) y las paredes de las células hidratadas ($n=1.3$) (Orcutt, 1992). Como consecuencia de

tales interacciones parte de la radiación vuelve hacia atrás, pudiendo emerger también como radiación reflejada.

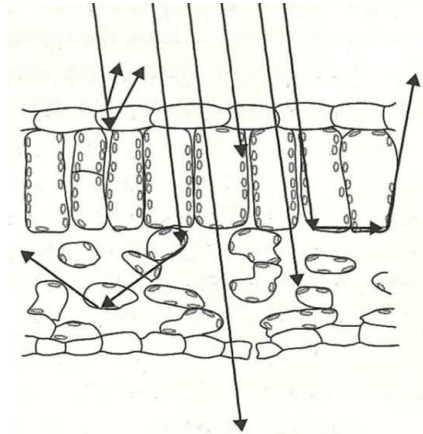


Fig. 1. 1. Esquema de un corte transversal de una hoja típica que ilustra las interacciones de radiación en los distintos compartimentos de la hoja. Las superficies adaxial y abaxial están tapizadas por una capa de células epidérmicas que no tienen clorofila y recubiertas de una delgada película de ceras. El tejido mesodérmico entre las dos epidermis está formado por dos capas, la superior que contiene células en forma regular y ordenada. Estas células son ricas en clorofila a y b y otros pigmentos. La parte inferior del tejido mesodérmico es esponjoso y formado por celular de forma irregular, dejando numerosos espacios intercelulares y cavidades de aire.

Como la clorofila es transparente al IR cercano la hoja refleja intensamente dicho rango espectral (40-50% de la radiación incidente en las hojas es reflejada). Las características espectrales de la radiación reflejada por una hoja en la región visible dependen fundamentalmente de la absorción de radiación por parte de los pigmentos, mientras que, en el IR cercano, la cantidad de energía que es reflejada es consecuencia primaria de la estructura interna de la hoja. En el IR medio aparecen mínimos de reflectancia asociados a la absorción asociada al contenido de agua.

Tucker y Sellers (1986) identifican 5 regiones primarias y dos de transición en el espectro de la vegetación (**Fig. 1. 2**):

Entre 400 y 500 nm, ocurre la fuerte absorción de la clorofila y los carotenoides

Entre 500 y 620 nm, los niveles de absorción de la clorofila se reducen

Entre 620 y 700 nm, ocurre una fuerte absorción de la clorofila.

Entre 700 y 740 nm, cesa la absorción (zona de transición).

Entre 740 y 1100 nm, la absorción es mínima y los mecanismos de reflexión y refracción de la hoja resultan en altos niveles de reflectancia, especialmente para canopeo denso.

Entre 1100 y 1300 nm, el coeficiente de absorción del agua se incrementa desde 1, hasta 4 (zona de transición).

Entre 1300 y 2500 nm, ocurre la absorción del agua con mínimos de reflectancia a 1450, 1950 y 2500 nm.

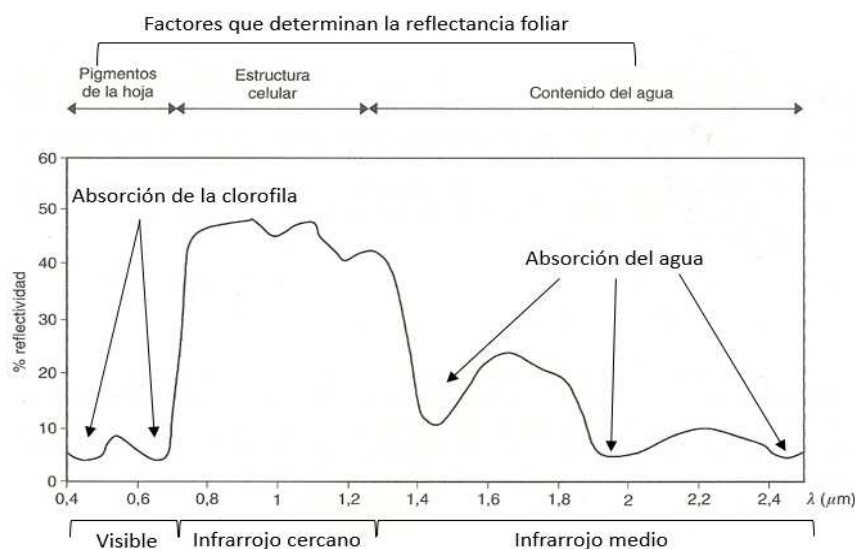


Fig. 1. 2. Firma espectral característica de una hoja.

En cuanto a la cobertura vegetal de un sitio, los valores de reflectancia registrados por los sensores remotos, (particularmente el rojo visible y el infrarrojo cercano) suelen estar íntimamente correlacionados con el Índice de Área Foliar (LAI, del término en inglés Leaf Area Index). Este índice, es definido como la superficie total de follaje (superficie foliar) por unidad de área de suelo (J.M. Chen & Black, 1991) y da una medida del área expuesta para capturar energía electromagnética incidente (Jing M Chen, Rich, Gower, Norman, & Plummer, 1997). Asimismo, el LAI, está relacionado con la biomasa (Casanova, Epema, & Goudriaan, 1998; F. Zhao et al., 2012) pero esto depende de la arquitectura de la planta.

La curva de reflectancia espectral del sustrato (o suelo) suele ser monótona con respecto a la de la vegetación. En el caso de los suelos desnudos los principales factores que influyen en la respuesta espectral son la composición química, la textura (composición granulométrica de la porción mineral del suelo), la estructura, el contenido de humedad y la rugosidad (relacionada a la textura, estructura, contenido de materia orgánica y factores exógenos como el pisoteo de la fauna o el ganado

doméstico, y en las marismas la presencia de cangrejales (Jones & Vaughan, 2010). El contenido de humedad está estrechamente ligado a la textura, los suelos arenosos, drenan fácilmente una vez interrumpido el aporte de agua en comparación con suelos que presentan mayores contenidos de partículas finas (limos y arcillas). Los sustratos con mayor contenido de humedad, muestran una disminución general de los valores de reflectancia comparados con los mismos en una condición bien drenada o seca. La rugosidad y la materia orgánica también disminuyen la reflectancia del suelo, al menos en la región del visible.

El comportamiento del agua, en cambio, suele presentar mayores valores de reflectancia en las porciones del visible y muy bajos o nulos en los infrarrojos reflectivos. El agua tiene mayor absorción cuanto mayor sea la longitud de onda y su variabilidad espectral, particularmente en las longitudes de onda del verde y azul, dependen de la profundidad, el contenido de materiales en suspensión y la rugosidad de la superficie. El contenido de partículas minerales en suspensión, suele aumentar la reflectancia en el visible e inclusive en el IR cercano; la presencia de pigmentos fotosintéticos como la clorofila, en cambio, genera un valle por absorción en la porción del rojo (Tiner, Lang, & Klemas, 2015).

A nivel de comunidad vegetal, la firma espectral de la vegetación guarda un patrón reconocible, pero variable según la composición de especies y el estado de las plantas, debido a que la absorción y la reflectancia varían en función de la heterogeneidad en las concentraciones de pigmentos, el contenido bioquímico, las características anatómicas de las hojas y la estructura del dosel (Asner, 1998; Knipling, 1970; M. . Martin, Newman, Aber, & Congalton, 1998). Una fuente de variabilidad adicional al patrón espectral es aportada por las características del sustrato y la presencia de agua.

Los sensores hiperespectrales permiten mejorar la comprensión del vínculo existente entre las propiedades biogeofísicas de las comunidades vegetales y la respuesta espectral en las diferentes porciones del espectro electromagnético.

1.1.3 Sensores hiperespectrales para la caracterización espectral de la vegetación de las marismas

Los sensores hiperespectrales, adquieren datos comúnmente de la región espectral entre 400 y 2500 nm, en muchas bandas espectrales estrechas y contiguas, en forma simultánea. La resolución espectral de las observaciones hiperespectrales es de menos de 10 nm, simulando casi un espectro continuo, lo que permite detectar variaciones locales en las características de absorción y reflexión que podrían

enmascararse dentro de las bandas más amplias de los sistemas de escáner multiespectral (registran fracciones de longitud de onda del espectro electromagnético mayores) (Goetz, Vane, Solomon, & Rock, 1985). En el caso de los espectralradiómetros de campo la observación es casi puntual (pocos centímetros de la superficie), en tanto que, en el caso de las imágenes, se barre una importante porción de la superficie adquiriendo datos en forma consecutiva en pixeles ordenados del orden de metros.

En relación al análisis de comunidades vegetales, los sensores hiperespectrales han sido utilizados con éxito en el estudio de la vegetación. Se ha usado en la caracterización de la vegetación, en el mapeo de plantas, en la identificación de especies invasoras y para el monitoreo de contenido de nutrientes entre otros (Belluco et al., 2006; Sadro, Gastil-Buhl, & Melack, 2007; Siciliano, Wasson, Potts, & Olsen, 2008; Silvestri, Marani, Settle, Benvenuto, & Marani, 2002; Ustin & Hastings, 2005; Wilson, Ustin, & Rocke, 2004). De hecho ha habido un aumento significativo en la información que se obtiene a partir de conjuntos de datos hiperespectrales para el estudio de diversos tipos de plantas y biomas (Hirano, Madden, & Welch, 2003; L. Li, Ustin, & Lay, 2005; Ticehurst, Lymburner, & Williams, 2003; E. C. Underwood et al., 2006; E. Underwood, Ustin, & DiPietro, 2003). A una escala de mayor detalle los datos hiperespectrales han permitido la discriminación de las plantas hasta llegar al nivel de especie (Asner et al., 2000; Green et al., 1998; Malahlela, Cho, & Mutanga, 2014; Rock & Albrechtova, 2002; Schmidt & Skidmore, 2003; Zarco-Tejada, Miller, Morales, Berjón, & Agüera, 2004). Esto se debe a la sensibilidad de los datos hiperespectrales en registrar la respuesta espectral en relación a los componentes bioquímicos de las plantas (Kokaly, 2001; Peterson & Hubbard, 1992).

Dentro de los sensores hiperespectrales, la espectralradiometría de campo, es una técnica precisa para el estudio de las relaciones de los parámetros espectrales y la información sobre el objeto dado que permite mayor control de las condiciones de medición (Trishchenko, 2009; Valeriano, 2003). Entre sus utilidades más importantes se encuentran: conectar las mediciones de laboratorio y las condiciones de campo permitiendo calibraciones de sensores orbitales y aerotransportados; permitir la predicción de bandas espectrales óptimas, configuración de lectura y horario para realizar una tarea particular de los sensores remotos; y por último es una herramienta clave para el desarrollo, refinamiento y testeo de modelos al relacionar la reflectancia de la superficie in situ con la reflectancia registrada en la imagen hiperespectral (Schmidt & Skidmore, 2003).

La teledetección en las porciones del visible y los infrarrojos reflectivos está basada en el análisis simultáneo de diferentes porciones del espectro electromagnético (EEM).

En este sentido, según cual sea el objetivo particular de las misiones espaciales (aplicaciones terrestres, oceanográficas, atmosféricas, etc.), se tiende a optimizar el número de sensores (bandas) espectrales y el ancho de cada uno en términos de longitudes de onda, según la porción del EEM donde se registre la mayor variabilidad de los patrones espectrales frente a cambios ambientales. En términos generales se espera que las futuras generaciones de satélites de observación de la Tierra incluyan sensores con un gran número de canales adicionales de mayor resolución espectral, que ofrecerán nuevas oportunidades para proporcionar información sobre las condiciones y procesos de la superficie terrestre. La comprensión sobre la interacción entre los parámetros biofísicos y la señal electromagnética registrada por los sensores en diferentes porciones del EEM permite entonces dimensionar el alcance en cuanto a las aplicaciones de las misiones satelitales existentes y futuras.

1.1.4 OBJETIVOS

Los objetivos del presente capítulo son:

- 1) Caracterizar y analizar la respuesta hiperespectral de las especies vegetales dominantes de las principales comunidades vegetales de las marismas de Samborombón en términos de su patrón, su separabilidad espectral y su relación con variables biofísicas.
- 2) Simular bandas de sensores multiespectrales como base para la selección de bandas óptimas en la clasificación de imágenes satelitales.

1.3 MATERIALES Y MÉTODOS

1.3.1 Toma de datos hiperespectrales

Se realizaron mediciones a campo con un espectralradiómetro de campo para obtener las firmas espectrales de las especies vegetales dominantes en las principales comunidades vegetales de las marismas de Samborombón: *Sporobolus densiflorus*, *Bolboeschoenus maritimus* y *Sarcocornia ambigua*. Estas comunidades conforman stands prácticamente monoespecíficos, por esta razón se realizó en análisis hiperespectral solo de la especie dominante. Las comunidades fueron seleccionadas en cuanto a la extensión del área que ocupan, en términos de su capacidad para ser identificadas y monitoreadas con sensores remotos, y su potencial como indicadoras de condiciones ambientales.

Los datos de reflectancia de superficie fueron adquiridos usando un espectroradiómetro de campo JazzOceanOptics® el cual cubre las regiones del espectro comprendidas entre 340 y 1021 nm, con un ancho de banda de 1 nm. Además, se utilizó una fibra óptica de 1 metro de largo y de 25° de campo de visión.

En forma paralela a las mediciones con espectroradiómetro de las coberturas vegetales realizadas, se midió la reflectancia de una superficie de referencia de sulfato de bario (espectralón), utilizado como blanco para la calibración (

Fig. 1. 3).

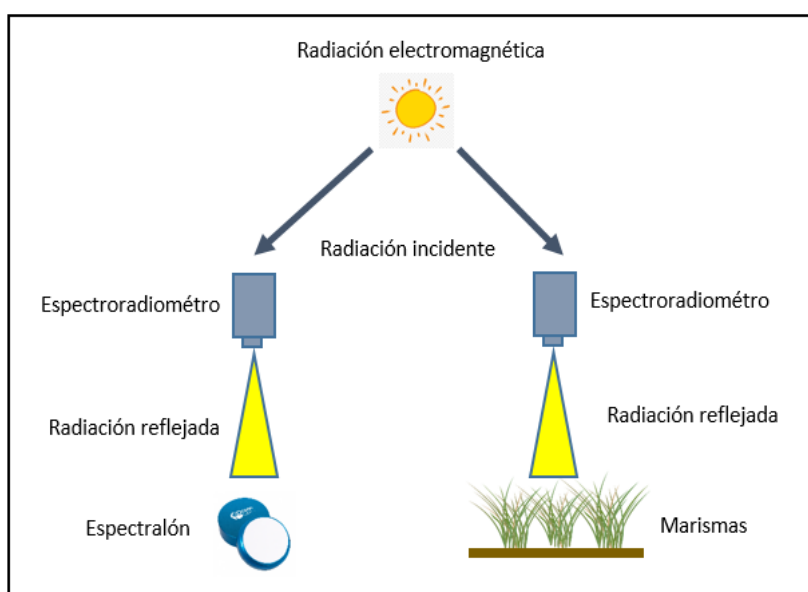


Fig. 1. 3. Metodología para la toma de datos radiométricos.

Se midió la reflectancia a campo en 43 sitios al sur de la Bahía de Samborombón. Los sitios fueron seleccionados con el objetivo de capturar la mayor variabilidad posible en cuanto a la heterogeneidad de las 3 especies en términos de cobertura y altura de las plantas y biomasa en pie. Las determinaciones se realizaron durante los meses de verano en tres años consecutivos (2015 a 2017).

Los días en que se realizaron las determinaciones a campo fueron seleccionados tomando en consideración el estado de bajamar en las horas del mediodía entre las 10:00 y las 15:00 y bajo cielo diáfano para asegurar condiciones de iluminación homogéneas entre las tomas. La marea baja es necesaria para minimizar la cantidad de agua que se encuentra sobre el sustrato, y el horario cercano al mediodía para

minimizar las diferencias provocadas por del ángulo de elevación solar sobre las tomas.

Para realizar las mediciones se sostuvo la fibra óptica del espectroradiómetro a una altura de 80 cm por encima del dosel, a fin de determinar un área circular de 40 cm de diámetro sobre el suelo (Fig. 1. 4). Se consideró como unidad muestral un área circular de 50 cm de diámetro conteniendo el área efectiva de observación de 40 cm de diámetro, considerando 10 cm como área de transición.

Para cada muestra se realizaron 10 mediciones que luego fueron promediadas para obtener un único espectro de cada una. Se definió el tiempo de integración del equipo en función de las condiciones ambientales (de iluminación) y se calibró el espectroradiómetro cada 1 hora.

De manera conjunta a la toma de datos con el espectroradiómetro, en cada sitio se determinaron variables biofísicas de caracterización de las cubiertas vegetales y del sustrato que se describen a continuación:

Sustrato: Se tomaron muestras de suelo de la capa superficial (0-10 cm). Las muestras fueron tamizadas (2 mm de malla) y secadas al aire libre. Se determinó el contenido de materia orgánica por ignición (Dean, 1974) y se midió el pH en pasta y la conductividad eléctrica sobre un extracto 1:5 agua-suelo.

Vegetación: En cada sitio, se midió la altura media de las plantas, la cobertura vegetal, la composición florística, la biomasa aérea en pie por método de cosecha, el contenido de materia seca y el contenido de agua. La cobertura vegetal se estimó usando la escala de Braun-Blanquet en la que se combina la abundancia y la dominancia; los dos índices inferiores (+, r) registran la abundancia, mientras que los restantes (1:<5%, 2:25-26%, 3: 25-30%,4:50-75%, 5:75-100%) tienen en cuenta la cobertura o dominancia. Para estimar la composición florística se realizaron censos de especies vegetales según la escala mencionada. Las especies de plantas identificadas se incorporaron en un herbario de referencia del 3iA-UNSAM.

La biomasa fue cosechada en un área de 40x40 cm coincidente con el área registrada por la fibra óptica. Con el fin de estimar la luz interceptada por la cubierta vegetal se utilizó un ceptómetro (BAR-RAD DUAL, Cava Devices) registrando la diferencia entre la luz incidente (por encima de la vegetación) y la luz penetrante (entre la vegetación, al ras del suelo) para cada parcela. El mismo aparato constituye un estimador del índice de área foliar.



Fig. 1. 4. Toma de datos a campo.

1.3.2 Procesamiento de datos hiperespectrales para extracción de información

El procesamiento de las firmas espectrales incluyó: i) la eliminación del ruido a través del suavizado de las firmas espectrales; ii) la selección y progresiva reducción de las bandas originales mediante análisis estadísticos en función de la separabilidad entre firmas de las especies y iii) la simulación de bandas de sensores multiespectrales como estrategia para cuantificar la información que se obtendría de un sensor multiespectral.

1.3.2 i) Suavizado de firmas espectrales.

La firma espectral obtenida a campo por el espectroradiómetro suele ser más ruidosa en comparación a la obtenida en condiciones controladas de laboratorio. Esto se debe a la variabilidad en las condiciones de iluminación del sol a campo. Por otro lado los sensores están diseñados para funcionar en un rango espectral específico, por lo que hay más ruido en los extremos y en los lugares donde los sensores se encuentran (Schmidt & Skidmore, 2003). Por lo tanto, los datos hiperespectrales obtenidos con un espectroradiómetro a campo deben ser suavizados antes de ser analizadas. En este caso se usó el método de la mediana móvil, que consiste en tomar la mediana del valor espectral de todos los puntos dentro de una ventana específica (es decir, el tamaño del filtro en este caso de 15 registros de longitud de onda adyacentes) como el nuevo valor del punto medio de la ventana (Tsai & Philpot, 1998).

1.3.2 ii) Selección y separabilidad de bandas hiperespectrales:

Se realizó un test U de Mann-Whitney para establecer estadísticamente si hay diferencias entre las firmas espectrales de las especies vegetales que permitan su separabilidad, o sea que la varianza de la reflectancia entre los tipos de vegetación sea mayor que dentro de los tipos de vegetación. Esta prueba fue elegida como un reemplazo del análisis gráfico ya que las firmas espectrales se superponen y hacen difícil evaluar las diferencias entre especies (Vaiphasa, 2006) Además, fue seleccionada por ser una prueba no paramétrica de comparación entre dos muestras independientes, o sea que no se asume la normalidad de la reflectancia medida en cada longitud de onda y se prueba la diferencia entre las medianas. Se asumió que el número desigual de muestras por clase de vegetación no influye en esta prueba (Lehmann, 2006).

Se puso a prueba la hipótesis ($p < 0.05$) de que todos los pares de especies vegetales presentan diferencias en la reflectancia en cada longitud de onda individual.

Se determinaron y seleccionaron las longitudes de onda en las cuales hubo diferencias significativas en los pares de vegetación. La capacidad de las bandas seleccionadas para discriminar tipos de vegetación puede ser cuantificados a partir de la determinación de la distancia en las firmas espectrales para evaluar en qué grado pueden ser distinguibles entre sí. Con este fin se usó la distancia de Jeffries-Matusita (J-M), que mide la divergencia entre las medias espectrales. O sea, la distancia J-M entre un par de funciones de probabilidad es la medida de la distancia promedio entre las dos funciones de densidad (J. Richards, 2012). Las distancias J-M son cuadrados, de modo que los valores de distancia son siempre positivos y van de 0 a 2; los valores mayores a 1,9 son altamente separables lo que significa que esas dos clases pueden ser separadas con 100% de precisión, y los valores menores a 1 requieren agrupación de clases (Skidmore, 2004).

El cálculo de la distancia J-M se basa en la siguiente ecuación:

$$JM_{ij} = \sqrt{2(1 - e^{-\alpha})}$$

$$\alpha = \frac{1}{8}(\mu_i - \mu_j)^T \left(C_i + \frac{C_j}{2} \right)^{-1} (\mu_i - \mu_j) + \frac{1}{2} \ln \left(\frac{1}{2} |C_i + C_j| / \sqrt{|C_i| |C_j|} \right)$$

donde: i y j son las respuestas espectrales de las dos clases comparadas. C es la matriz de covarianza de la respuesta espectral, μ es la media del vector de la respuesta espectral, ln es la función logarítmica natural, T es la función de transposición y | C | es el determinante de C.

1.3.3 Simulación de bandas multiespectrales.

Para simular la resolución espectral de sistemas satelitales multiespectrales accesibles (Landsat 8-OLI, Sentinel 2 y WorldView-2) a partir de datos los hiperespectrales obtenidos a campo, se realizaron promedios de los valores de reflectancia en los rangos de longitudes de onda correspondientes al ancho de las bandas espectrales de cada sistema satelital:

* **Landsat 8-OLI:** Banda Azul L_8 : 452–512 nm; Banda Verde L_8 : 533–590 nm; Banda Roja L_8 : 636–673 nm y Banda Infrarrojo cercano (IRc) L_8 : 851–879 nm.

* **Sentinel 2:** Banda Azul S_2 : 447–545 nm; Banda Verde S_2 : 537–582 nm; Banda Roja S_2 : 645–683 nm; Banda Infrarrojo cercano1 (IRc1) S_2 : 694–713 nm; Banda Infrarrojo cercano2 (IRc2) S_2 : 731–749 nm; Banda Infrarrojo cercano3 (IRc3) S_2 : 768–796 nm; Banda Infrarrojo cercano4 (IRc4) S_2 : 762–907 nm.

* **World-View2:** Banda Azul $WV-2$: 450–510 nm; Banda Verde $WV-2$: 510–580 nm; Banda Amarilla $WV-2$: 585–625 nm; Banda Rojo $WV-2$: 630–690 nm; Banda “red-edge” $WV-2$: 705–745 nm; Banda Infrarrojocercano (IRc $WV-2$): 770–895 nm.

Se realizó un análisis de distancia de J-M (ver apartado anterior) para evaluar la separabilidad de la vegetación con los datos simulados de cada sistema satelital.

1.4 RESULTADOS

1.4.1 Caracterización biofísica de la vegetación

Las especies vegetales estudiadas presentan diferencias en cuanto a sus variables estructurales y biofísicas. En la Fig. 1. 5 se observan altura, biomasa verde, seca y total y cobertura como variables biofísicas que permiten caracterizarlas. En la Fig. 1. 6. se observa una comparación con distintas coberturas para las 3 especies.

En cuanto a la altura, las plantas de *B. maritimus* son las más altas con una media de 140 cm, seguida de *Sp. densiflorus* con 84 cm y *Sa. ambigua* de 20 cm, sin embargo, el desvío de esta última es mucho menor en comparación con las otras, denotando menor variabilidad dentro de esta especie.

Cuando se observa la biomasa total, *Sa. ambigua* presenta un valor medio de 108 gr/m², diferente a las de *Sp. densiflorus* y *B. maritimus* cuyos valores medios (289 g/m² y 249 g/m², respectivamente) son más semejantes y presentan a su vez considerables desvíos, que no permiten inferir diferencias entre las mismas. Esto se correlaciona con los valores de cobertura, en los cuales *Sa. ambigua* presenta la

menor cobertura promedio (34%), y *B. maritimus* y *Sp. densiflorus* tienen valores de 60 y 62% respectivamente. Por otro lado en el porcentaje medio de biomasa verde de *B. maritimus* es de 56%, *Sp. densiflorus* de 37 % y *Sa. ambigua* de 39%, aunque en los tres casos el desvío es muy alto, sin embargo en *B. maritimus* el percentil 75 se encuentra en 83% y en las otras dos este valor está alrededor de 46%. De manera inversa, *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* tienen altos porcentajes de biomasa seca (alrededor de 60%) y en *B. maritimus* este valor es de 43%.

Por último, el porcentaje de radiación interceptada, que es un estimador del índice de área foliar o LAI, indica que *B. maritimus* y *Sp. densiflorus* tienen valores medios de 75 y 35% y *Sa. ambigua* presenta un valor más bajo (35%).

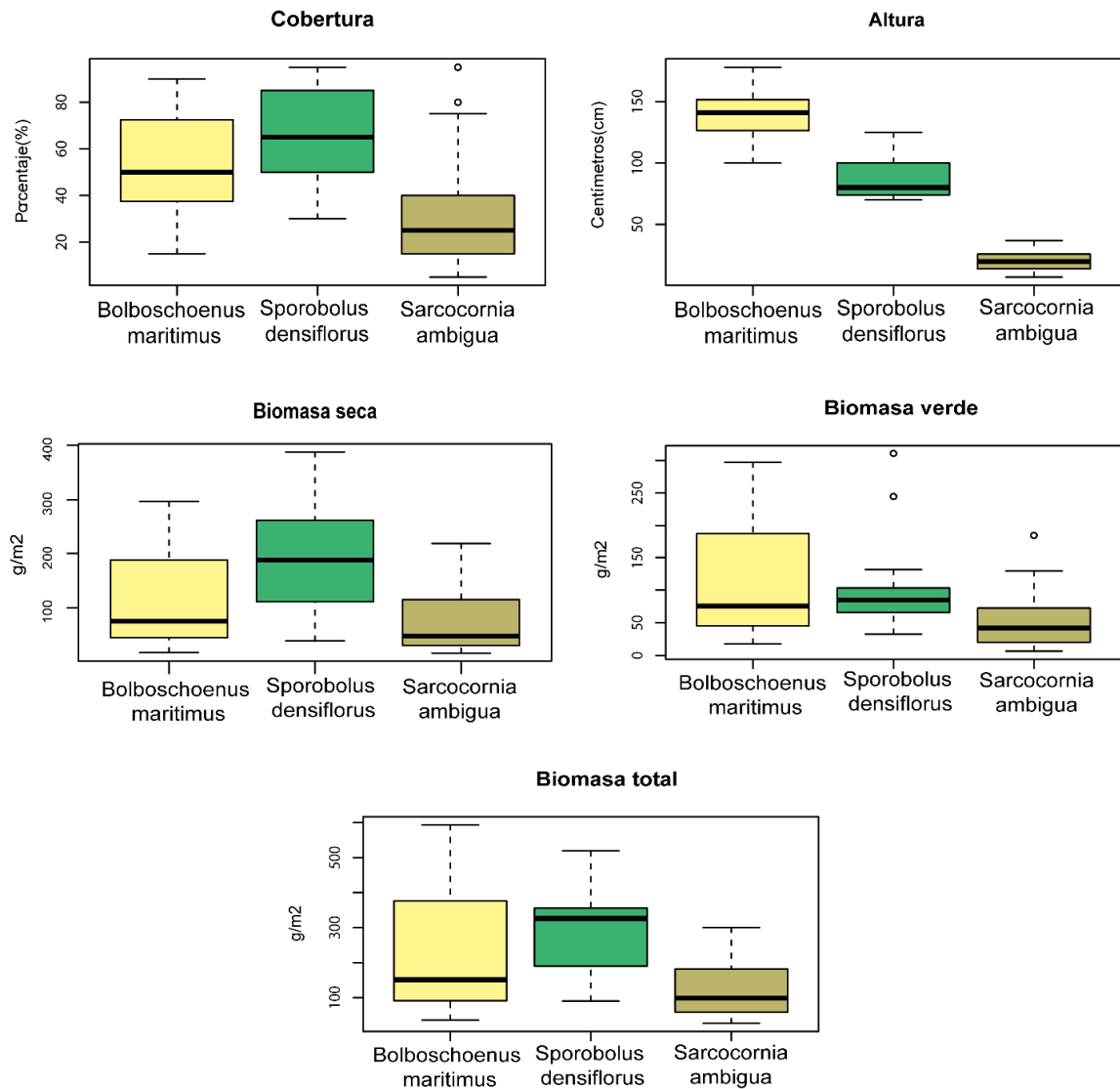


Fig. 1. 5. Comparación de las variables biofísicas para cada una de especies vegetales dominantes de las comunidades de las marismas.



Fig. 1. 6. Variaciones en la cobertura de la vegetación. a) *Sa. ambigua*, cob= 10%, b) *Sa. ambigua*, cob= 85%, c) *Sp. densiflorus*, cob= 10%, d) *Sp. densiflorus*, cob= 75%, e) *B. maritimus*, cob= 10%, f) *B. maritimus*, cob= 60%.

1.4.2 Comparación espectral entre especies

Las curvas de reflectancia espectral promedio suavizadas de las 3 especies vegetales se grafican en la Fig. 1. 7. La longitud de onda analizada fue entre 460 y 810 nm ya que se consideró que, entre esos valores, las mediciones de las tres especies no tuvieron mayor error (valores negativos). Este rango corresponde a la porción visible y una parte del infrarrojo cercano del espectro electromagnético. De manera general la firma espectral promedio de las 3 especies es similar a la esperable de la vegetación. Se observa una baja reflectividad (>6%) entre los 460 y 690 nm (región del azul y del verde) con un máximo relativo en el verde (450 nm); luego un aumento de la reflectancia alrededor de los 690 nm, coincidente con el salto del rojo a la región infrarroja típico de la vegetación.

Cuando se comparan las especies se encuentra que en la región visible *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* tienen una firma achatada, con un pequeño pico en el verde, en tanto que *B. maritimus* tiene una reflectancia más baja en comparación con las otras dos pero el pico es más pronunciado. En la región del “salto del rojo” (red edge) se observa que en *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* la reflectancia aumenta de 5 a 12 % aproximadamente, en tanto que para *B. maritimus* aumenta de 3 a 14 % denotando una mayor pendiente en el salto del rojo.

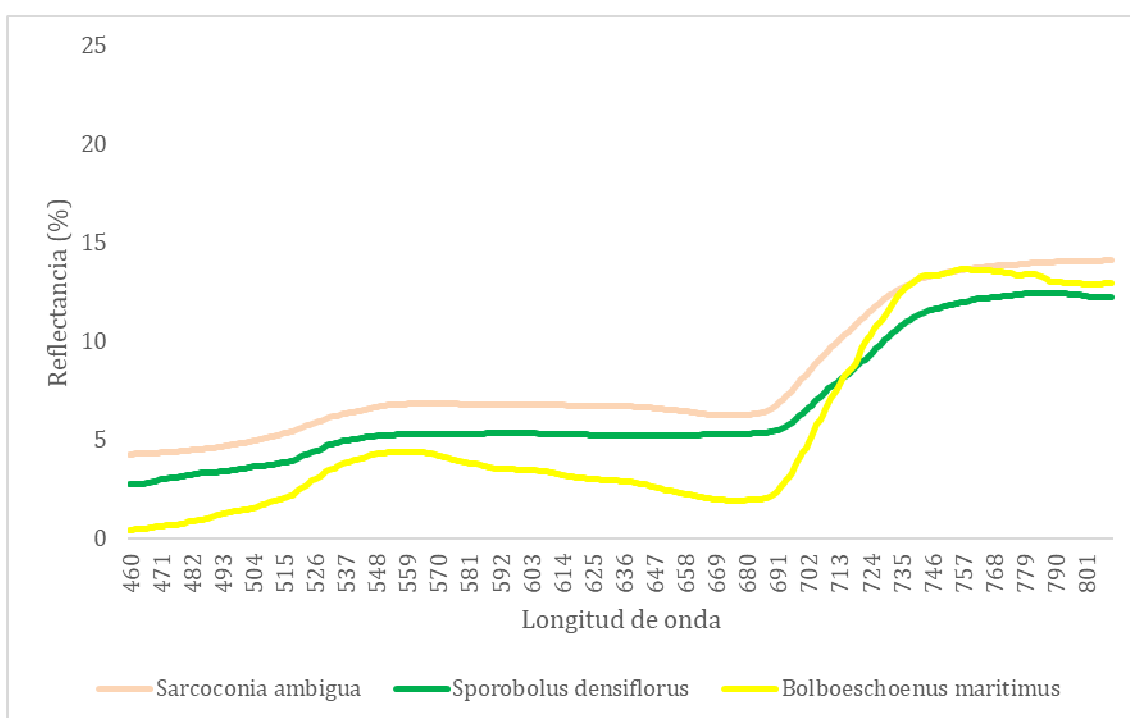


Fig. 1. 7. Firmas espectrales promedio para cada una de las especies estudiadas.

En la Fig. 1. 8 se observan todas las firmas espectrales suavizadas obtenidas para cada una de las especies vegetales de las marismas de Samborombón. Se obtuvieron alrededor de 16 firmas para cada una (16, 15 y 16 para *Sp. densiflorus*, *Sa. ambigua* y *B. maritimus* respectivamente).

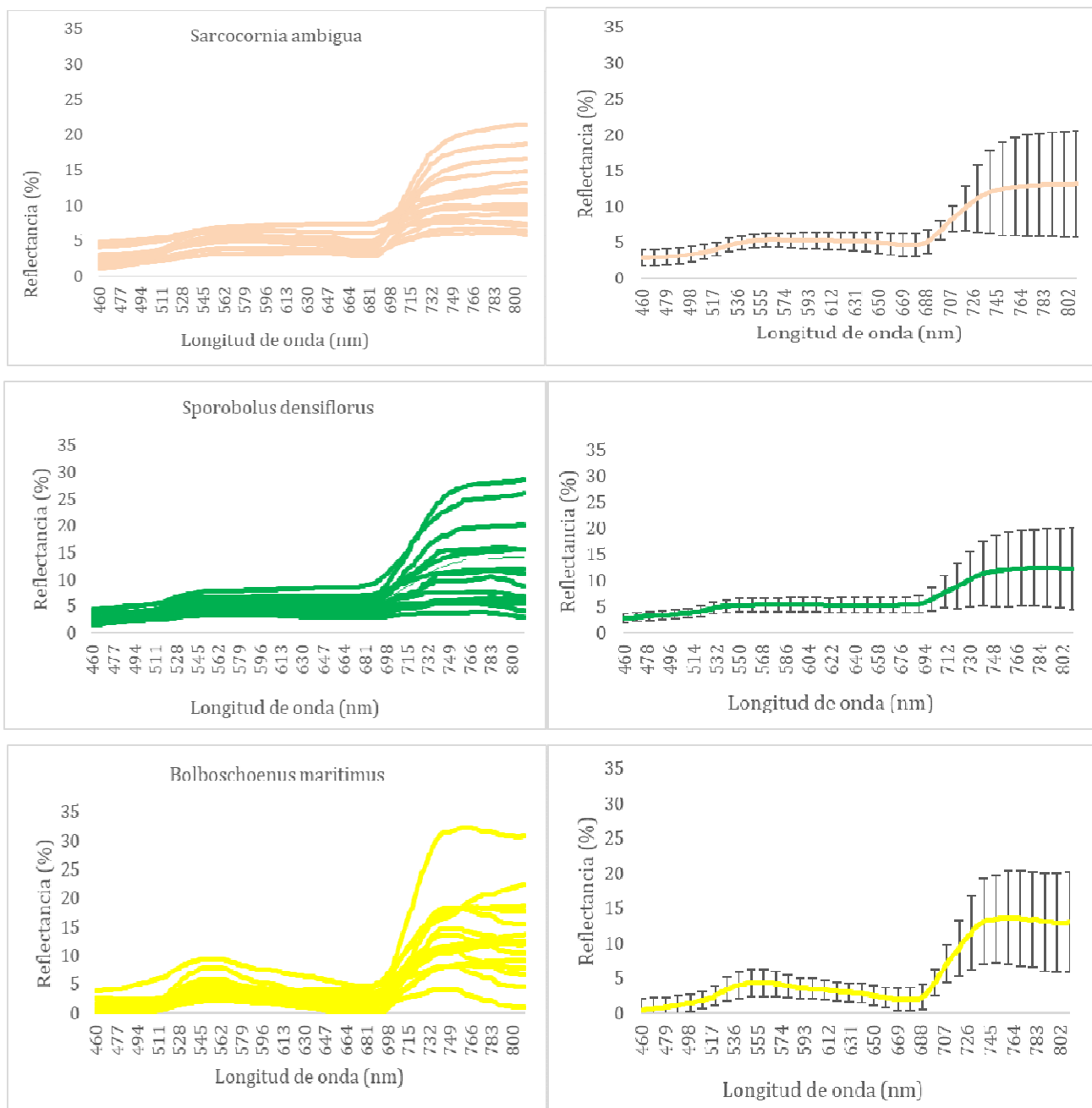


Fig. 1. 8. Comparación de las firmas espectrales de todos los sitios para cada una de las comunidades de las marismas. A la izquierda se encuentran los valores promedio y a la derecha se incluye el desvío estándar.

Dentro de cada especie existe una gran heterogeneidad entre las firmas espectrales y la mayor variabilidad se registra en la región del IR cercano (700 a 810 nm). En esta región la reflectancia espectral de *Sa. ambigua* se encuentra entre 5 y 20 %, en *Sp. densiflorus* este valor se encuentra entre 3 y 30 % y en *B. maritimus* entre 5 y 35 %.

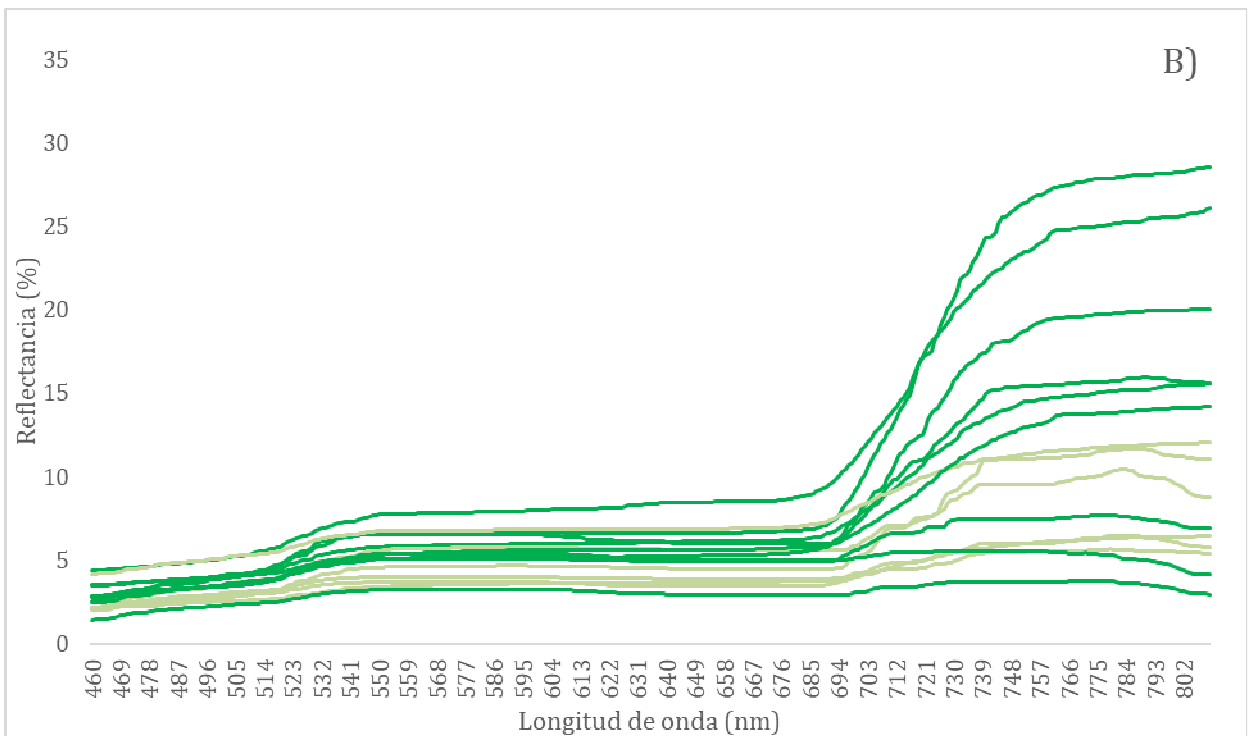
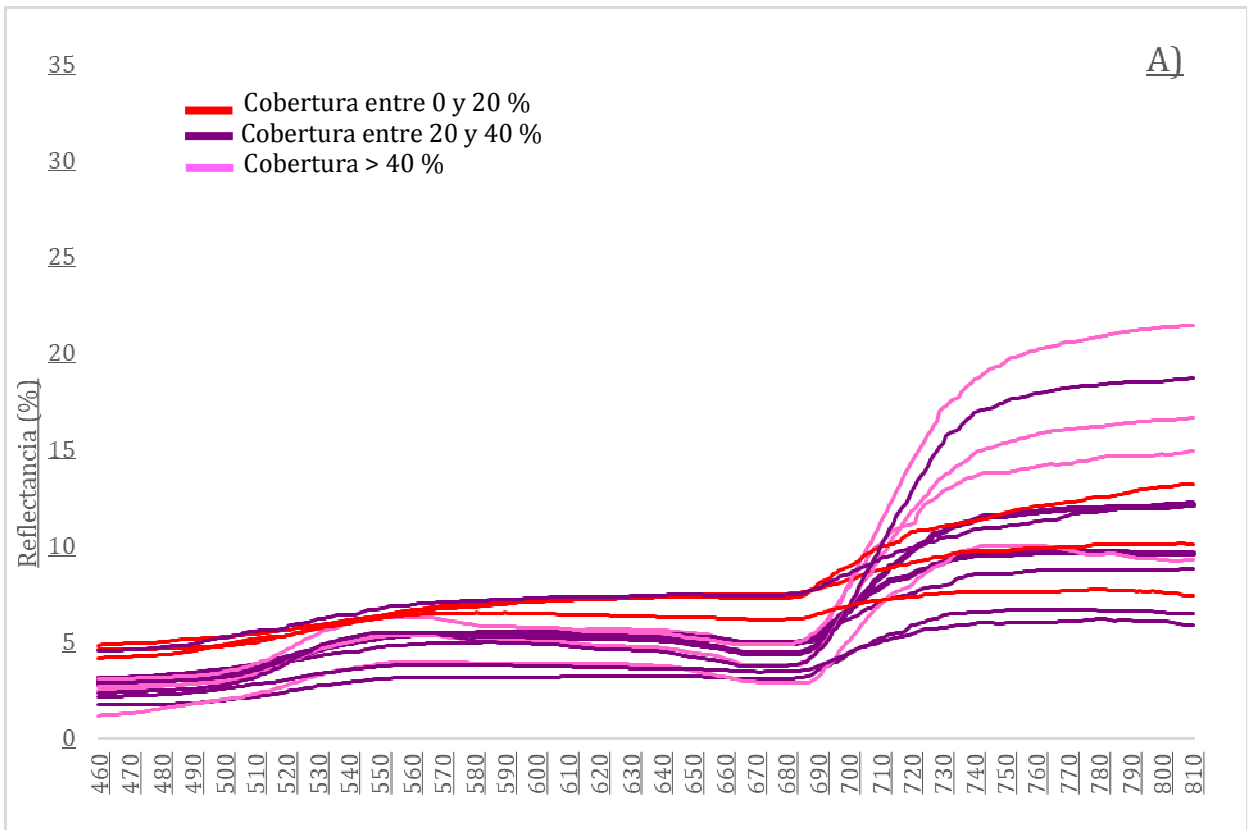
1.4.3 Comparación espectral intra-especie

Las tres especies analizadas presentan una gran variabilidad espectral interna tal cual se señaló en el apartado anterior.

En la Fig. 1. 9a se presentan las firmas de *Sa. ambigua* agrupadas por rangos de coberturas. Las firmas con menor cobertura (de 0 a 20 %, trazo rojo) se diferencian del resto por su forma achatada en la primera parte del espectro (hasta 690 nm). Las firmas correspondientes a sitios con la mayor cobertura (más de 40%, trazo rosa) presentan una firma espectral característica de la vegetación, con valles en el azul y rojo, un pico en la porción del verde y los mayores valores en el IR cercano. Las situaciones intermedias (cobertura: 20 y 40, trazo violeta) tienen respuestas variables. La máxima de reflectancia se encuentra alrededor de 22% en la última parte del espectro estudiada.

En las firmas de *Sp. densiflorus* se observa gran variabilidad, de hecho, la separabilidad en función de sus características biofísicas no resulta sencilla y no permite agrupar a todas las firmas en función de alguna variable. Sin embargo, de manera general, se puede decir que en la primera parte del espectro el máximo relativo en la región del verde es suave, con valores similares a las reflectancias del rojo y el azul. Por otra parte en la región del infrarrojo hay algunas firmas con bajos valores, que se traduce en un "red edge" más o menos marcado dependiendo del caso y en general asociadas a menores valores de biomasa verde (trazo verde claro) (Fig. 1. 9b). En la segunda parte del espectro las firmas con mayor "red edge" responden a mayor porcentaje de biomasa verde o a firmas que si bien tienen un bajo porcentaje de biomasa verde tienen una alta cobertura.

Las firmas de *B. maritimus* se pueden agrupar en función de la biomasa verde, en el primer grupo (trazo amarillo) la biomasa verde se encuentra entre 0 y 40 % y en el segundo grupo (trazo marrón) se encuentra entre 40 y 100% (Fig. 1. 9c). Las de mayor cobertura tienen un patrón espectral donde se observa un pico pronunciado en la región de los 550 nm y luego un brusco descenso en la reflectancia incluso a valores cercanos a 0. Si bien en algunas firmas la reflectancia es menor que en las de menor cobertura en la región entre 650 y 690 nm se mantiene el mismo patrón de ascenso y descenso. Por otro lado, en las firmas de menor biomasa, la firma espectral es achatada hasta los 690 nm aproximadamente y no se observa el pico de reflectancia, estas firmas corresponden además a baja cobertura y en otros casos a firmas de mayor cobertura pero mayor porcentaje de biomasa seca.



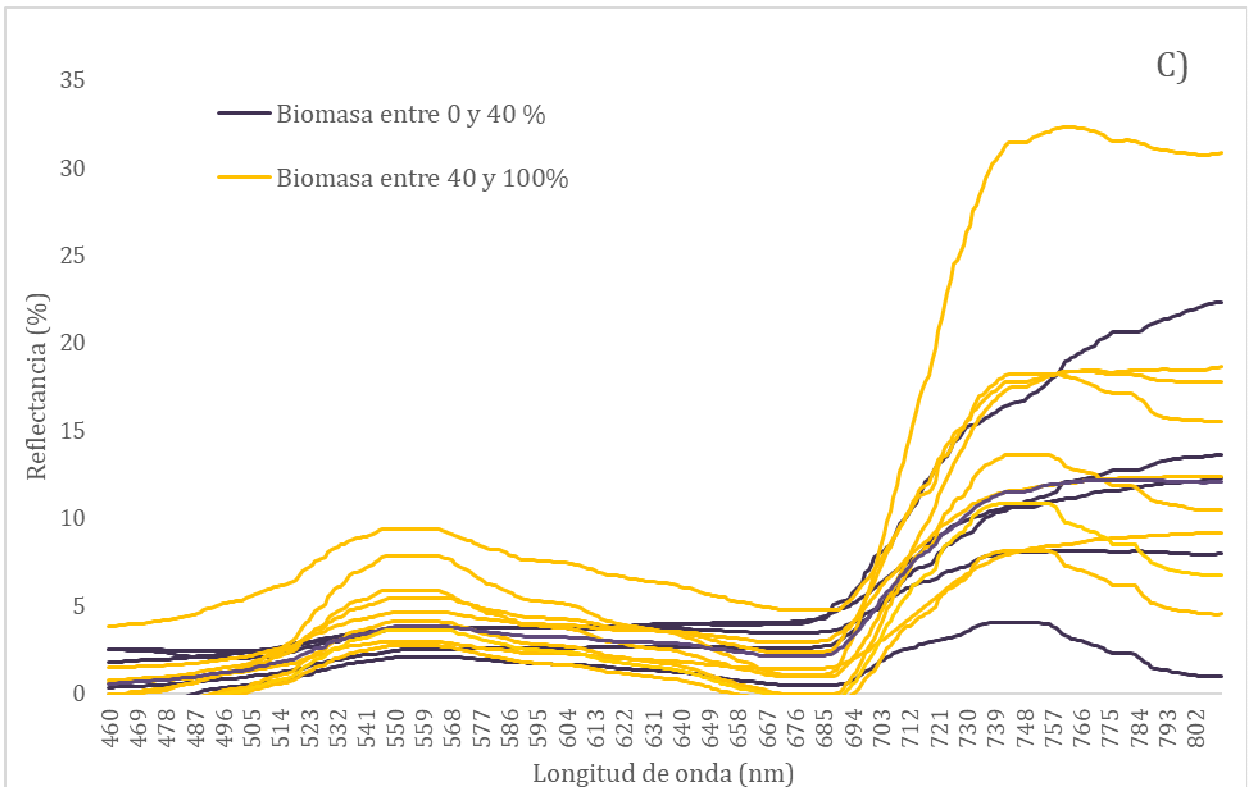


Fig. 1. 9. Firmas espectrales de cada especie. A) Firmas espectrales de *Sa. ambigua* agrupadas por cobertura. B) Firmas espectrales de *Sp. densiflorus* en verde claro se muestran las firmas con menos de 25% de biomasa verde. C) Firmas espectrales de *B. maritimus*.

1.4.4 Separabilidad hiperespectral

1.4.4.i Análisis de U-Whitney

Los resultados del test de U-Whitney para todos los pares de vegetación se encuentran en la Fig. 1. 10. Se graficó una firma espectral de *B. maritimus* con forma típica de vegetación.

Si bien se encontraron diferencias significativas en las reflectancias en todos los pares de vegetación con un 95% de confianza (p valor $<0,05$), no se encontró un rango de longitudes de onda en las cuales los tres pares de especies vegetales presenten diferencias significativas. Además, también resultó variable el número de longitudes de onda en los cuales hubo diferencias entre los pares. Las firmas espectrales de *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* presentaron diferencias significativas respecto a *B. maritimus*, entre 480 y 710 nm (p -valor $<0,05$); en tanto que entre *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* solo se encontraron diferencias significativas entre 710 y 730 nm (p -

valor < 0,05). O sea que en los pares de *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* vs *B. maritimus* las firmas espectrales difieren prácticamente en toda la franja visible del espectro pero la diferenciación entre *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* resulta mucho más difícil y solo se limita a un pequeña porción dentro de las longitudes de onda de la banda roja. Por último, a partir de 715 nm, o sea en la región que incluye la porción del rojo e IR cercano, en ninguno de los pares de comunidades hubo diferencias significativas.

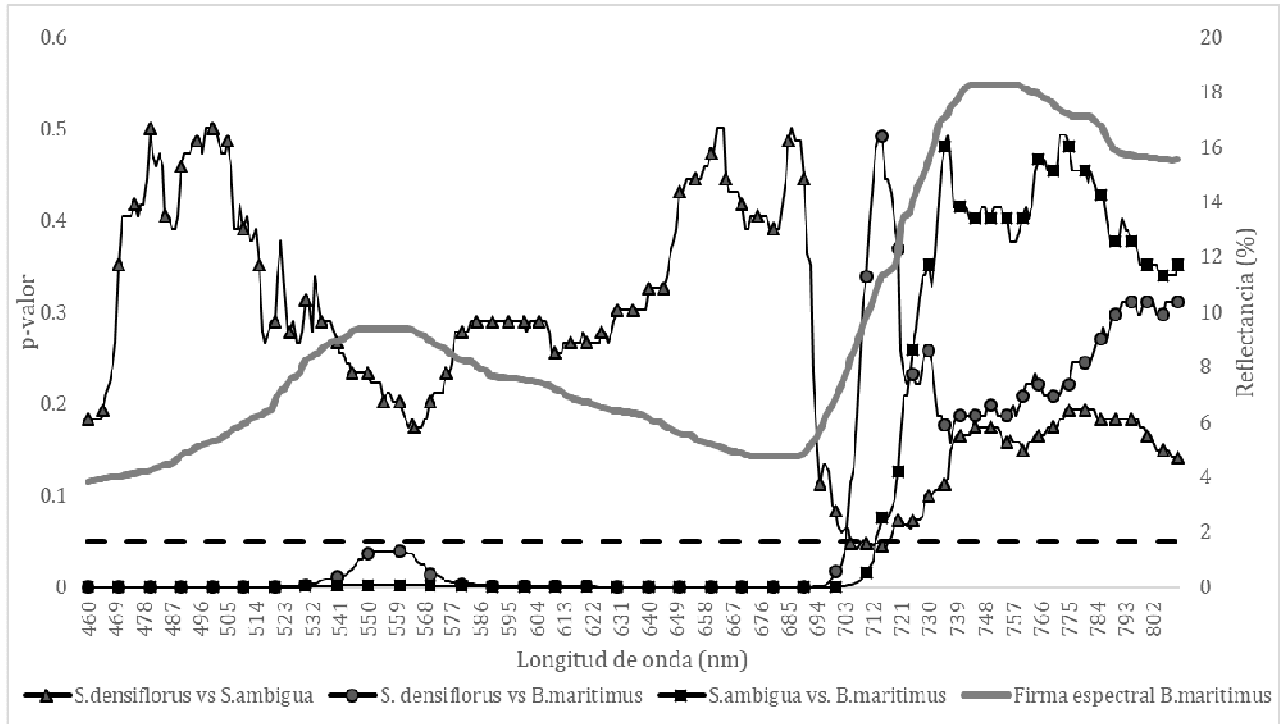


Fig. 1. 10. Valores de p para test de U-Whitney para la reflectancia de todos los pares de vegetación.

1.4.4.ii Distancia de Jeffries-Matusita

En la Fig. 1. 11 se observan la distancia J-M en cada una de las longitudes de onda para todos los pares de vegetación. Cuando se analiza la distancia espectral para cada par en una longitud de onda individual, ninguna presenta una distancia J-M mayor a 1, teniendo en cuenta que el umbral de separabilidad es 1,9 no habría separación espectral en ninguna. Por otra parte, si bien la distancia J-M es baja las firmas de *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* vs *B. maritimus* presentan un pico negativo alrededor de los 550 nm, que representa la menor distancia J-M y por ende menor separabilidad. En tanto que, para todos los pares de vegetación la máxima distancia se encuentra en la primera parte del espectro a los 480 y 500 nm. Estos valores se

encuentran dentro de las longitudes de onda que presentaron diferencias con el test U-Whitney.

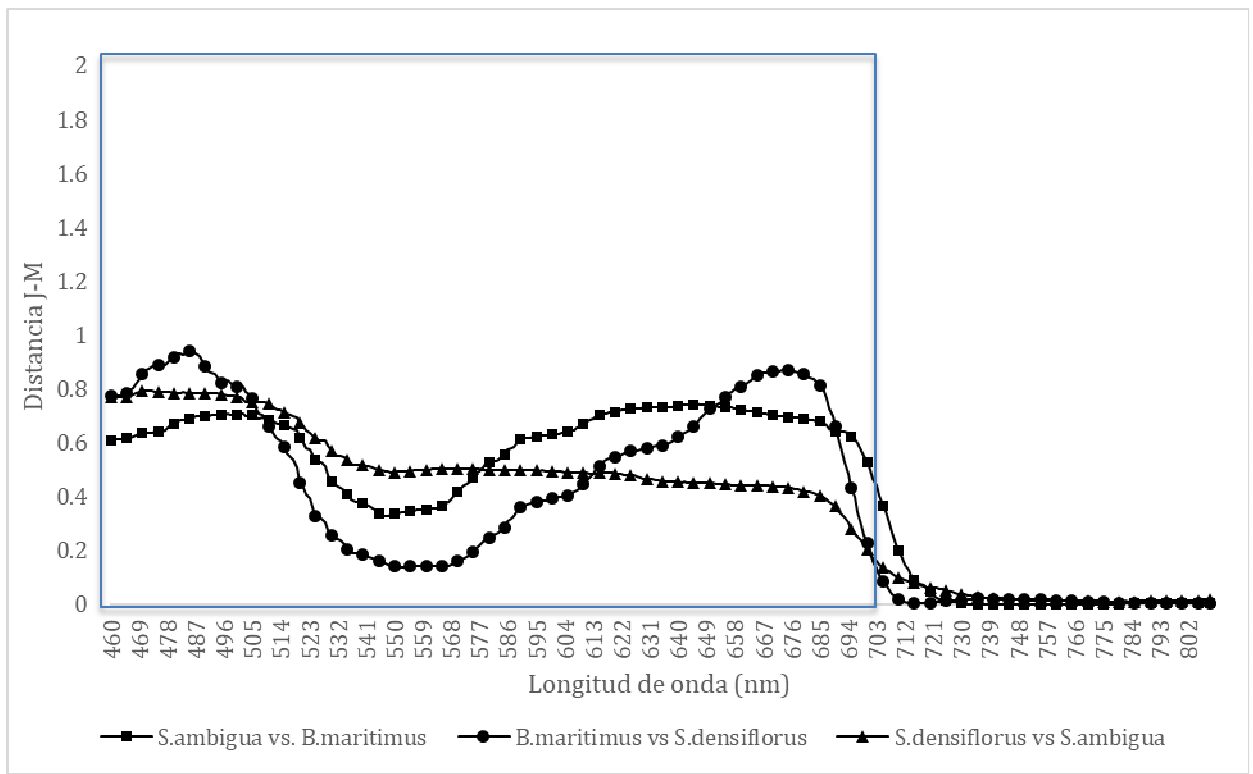


Fig. 1. 11. Distancia Jeffries Matusita para todos los pares de vegetación. El recuadro indica el rango de bandas espectrales (460 a 703) en las cuales se encontraron diferencias estadísticamente significativas (test de U-Whitney) para los pares *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* vs *B. maritimus* y *Sa. ambigua* vs *Sp. densiflorus* respectivamente.

En la Fig. 1. 12 se presenta la distancia J-M combinando dos longitudes de onda en los tres pares de vegetación. Se observa que la distancia J-M aumenta cuando se utilizan dos longitudes en comparación con el uso de una sola. En el caso de *B. maritimus* vs *Sp. densiflorus* la distancia J-M llega a 1,35 cuando se utilizan las longitudes 600-550 y 650-550 nm, para *S.densiflorus* vs *Sa. ambigua* y *B. maritimus* vs *Sa. ambigua* la mayor distancia J-M es 1,20 para 600-550 y 640-500. Por otra parte, cuando se analizan todas las combinaciones de todas bandas se determinó que 460, 487, 505, 613, 630, 658, 676 nm fueron las que maximizaron las distancias J-M con valores de 1,4109 para el par *Sa. ambigua* vs *S.densiflorus*; 1,4099 para el par *Sa. ambigua* vs *B. maritimus* y 1,4141 para *Sp. densiflorus* vs *B. maritimus*.

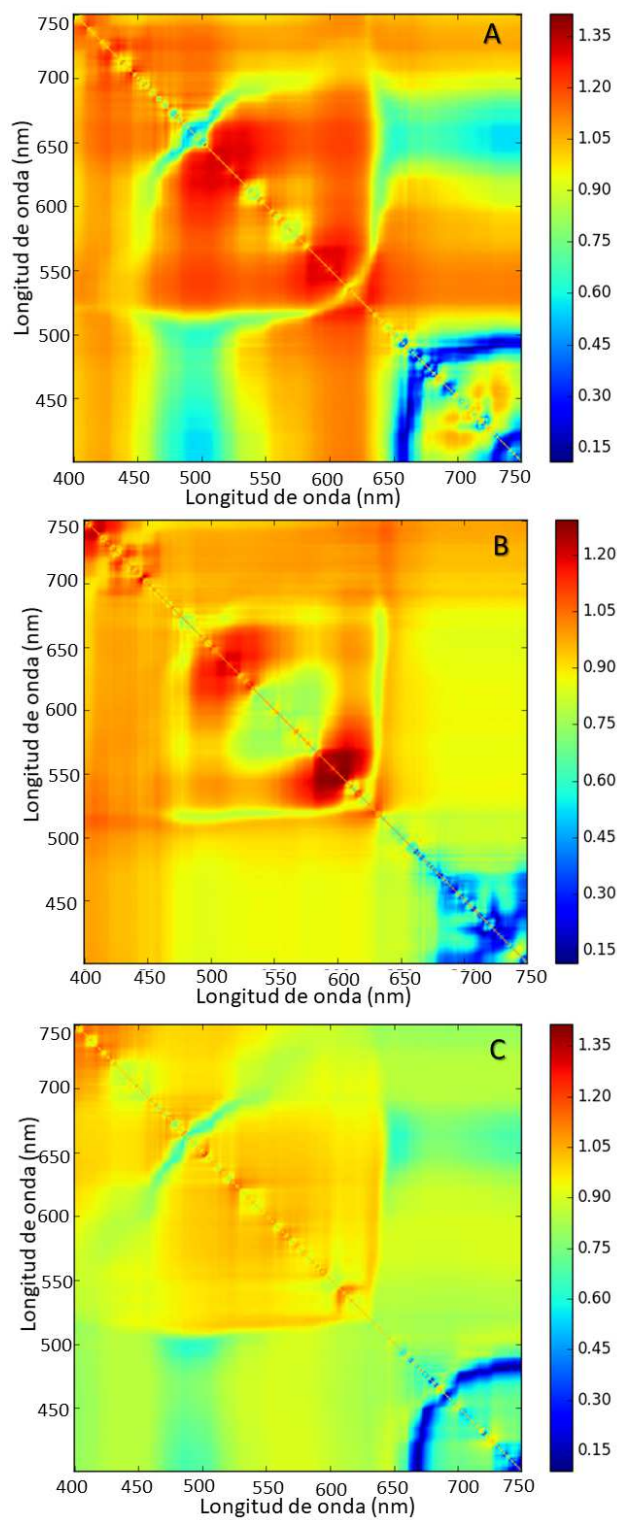


Fig. 1. 12. Distancia de Jeffries Matusita para la combinación de dos longitudes de onda. En A) se presentan los resultados para *B. maritimus* vs. *Sp. densiflorus*, en B) *Sa. ambigua* vs *Sp. densiflorus* y en C) *Sa. ambigua* vs *B. maritimus*.

1.4.5 Escalado a sensores multiespectrales y separabilidad de bandas

En la

Fig. 1. 13 se observan las bandas simuladas de los sensores multiespectrales de los sistemas satelitales Landsat 8-OLI, Sentinel-2 y WorldView-2, a partir de los datos hiperespectrales. En primer lugar, se observa que al igual que en el análisis de datos hiperespectrales, las firmas promedio son diferentes para las tres comunidades. *B.maritimus* presenta un pico pronunciado en la reflectancia en la porción verde del espectro para los 3 satélites. En las otras comunidades también se observa un pico en esta zona, pero de menor tamaño. En la simulación del sistema satelital Landsat 8-OLI se observa que las tres porciones simuladas separan espectralmente a las tres comunidades analizadas, en la simulación de Sentinel-2 se separarían las firmas espectrales en el verde, rojo, y en dos infrarrojos cercanos (768-796 nm y 762-907 nm), en tanto que en WorldView-2 se separarían en el verde, amarillo e infrarrojo.

El análisis de separabilidad J-M utilizando todas las bandas de los sensores simulados en las 3 comunidades (Fig. 1. 14), indica que en todos los sensores la separabilidad se encuentra encima de 1,9, con la excepción de *Sp. densiflorus* con *B. maritimus* en la simulación del sistema Landsat 8-OLI.

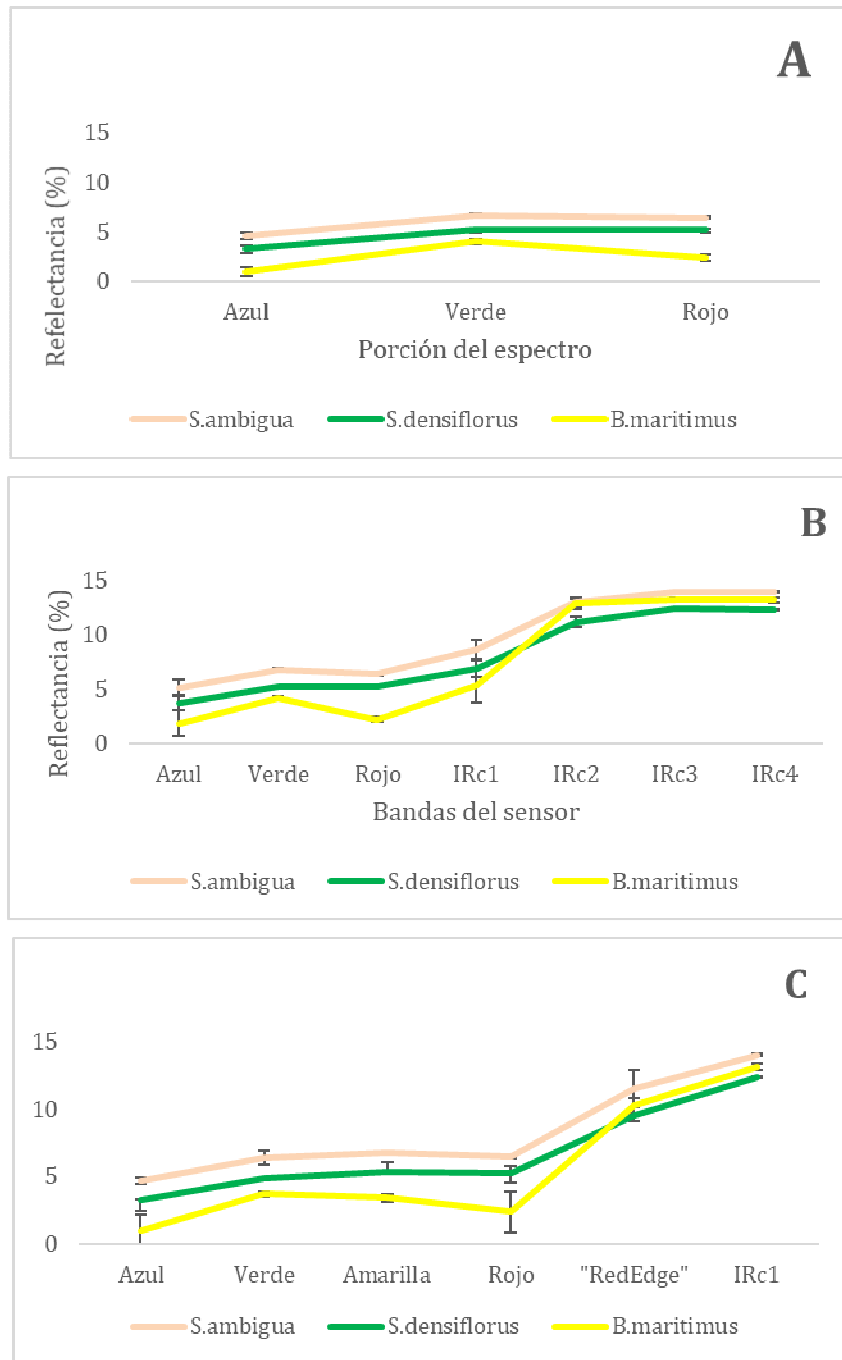


Fig. 1. 13. Simulación de bandas espectrales para 3 satélites. A) Landsat-8 OLI; B) Sentinel-2; C) WorldView-2.

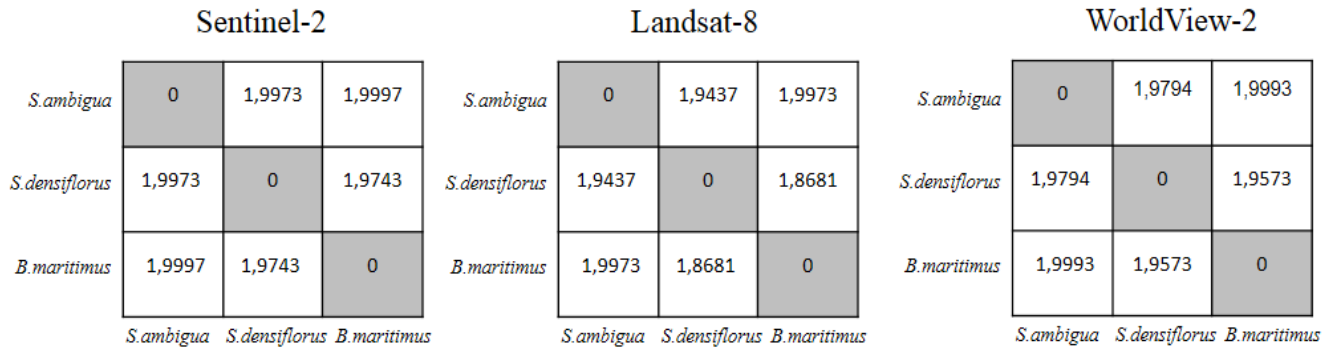


Fig. 1. 14. Distancia J-M entre pares de vegetación para los satélites Sentinel-2, Landsat-8 OLI y WorldView-2.

1.5 DISCUSIÓN

Las características biofísicas evaluadas de las tres especies analizadas evidenciaron diferencias entre ellas que condicionan la respuesta espectral registrada por sensores remotos. *Sp. densiflorus* y *B.maritimus* presentaron mayor biomasa y cobertura que *Sa. ambigua*. Además *B. maritimus* tiene la mayor altura en promedio y el mayor porcentaje de biomasa verde. Las diferencias en las variables biofísicas responden a diferencias en las características estructurales. *Sa. ambigua* es un arbusto suculento perenne de baja altura que crece en suelos salinos (Davy et al. 2006) con una cobertura inferior al 30% (observación personal). En tanto que *Sp. densiflorus* es un pasto perenne con crecimiento clonal (Doust, 1981), de alta cobertura (entre 50-100%) pero con biomasa seca en pie entre 52 y 71.1 %. (G González Trilla et al., 2016). Finalmente, *B. maritimus* puede alcanzar 1,5 m durante su etapa de máximo crecimiento en el verano (Lieffers & Shay, 1982; Lillebø et al., 2003). Teniendo en cuenta que en las longitudes de onda de la porción visible el comportamiento espectral de la vegetación está definido por el contenido de pigmentos de las coberturas, las diferencias entre las especies vegetales permitirían la separación espectral entre ellas.

Cuando se compararon las firmas espectrales de las tres especies se observó que todas tienen firmas típicas de la vegetación: valores bajos para la región del visible con un máximo relativo en el verde, y un aumento sustancial en el infrarrojo cercano. En todas se observa un pico en la reflectancia a los 550 nm aproximadamente que se relaciona con la composición bioquímica de la vegetación. En la porción entre 450 nm y 680 nm los carotenoides y la clorofila juegan un papel preponderante en cuanto a la

reflectancia (Woolley, 1971), dicho de otra manera, a mayor concentración de pigmentos mayor es la reflectancia y se produce un pico en esas longitudes de onda. *B. maritimus* presenta un pico de reflectancia en el verde en comparación lo que se corresponde con los mayores niveles de biomasa verde. De manera contraria *Sp. densiflorus* y *Sa. ambigua* tienen una firma más achatada en comparación con *B. maritimus* en la porción visible del espectro lo que se relaciona con altos porcentajes de biomasa seca y baja cobertura. En este sentido *B. maritimus* sería más separables espectralmente en el verde. Estas diferencias entre la vegetación también se observan en la zona correspondiente al “red-edge”. Según (Gitelson, Merzlyak, & Lichtenthaler, 1996), las longitudes de onda del “red edge” más sensibles a la clorofila a y b están ubicadas entre 690 y 710 nm. La absorción de la Clorofila a y b influye fuertemente en las longitudes de onda más cortas en esta porción del espectro mientras que las longitudes de onda más largas son impulsadas por las características estructurales del dosel como el índice de área de la hoja (LAI) y la distribución del ángulo de la hoja (LAD) (Liu et al., 2004). Es necesario tener en cuenta en este punto que la región del espectro medida con el espectralradiómetro de campo estuvo limitada entre 480 y 810 nm lo que condiciona el análisis.

Cuando se analizan las firmas dentro cada especie se observó gran variabilidad dentro de cada una, aunque de manera general se pudieron agrupar las firmas en función de su cobertura y biomasa verde en la parte visible del espectro. En la porción del infrarrojo las firmas presentaron una alta confusión en todos los casos (entre y dentro de las comunidades). Esto puede deberse en parte a que se consideró una pequeña porción del infrarrojo correspondiente al Infrarrojo Cercano. Por otra parte, aspectos no controlados como la abundancia de tallos no fotosintéticos (*Sa. ambigua*) o de biomasa seca en pie (*Sp. densiflorus*), el alto porcentaje de suelo desnudo o el nivel de saturación del sustrato, aportan variabilidad a la comprensión de las firmas.

El test de U- Whitney indicó diferencias significativas entre *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* con *B. maritimus* hasta los 710 nm. En cambio, entre *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* la región separable espectralmente se reduce a una pequeña banda en el infrarrojo. Esto coincide con lo visto en el análisis de sus firmas espectrales donde ambas comunidades son similares en cuanto a sus variables biofísicas como cobertura y biomasa seca lo que dificultaría la separación espectral. Por otra parte, el análisis de J-M que cuantifica la separabilidad espectral, indicó que a nivel individual de longitud de onda no hay separabilidad espectral; sin embargo, cuando se aumenta el número de bandas utilizadas en el análisis aumenta la distancia espectral entre pares de vegetación aunque no llega al umbral requerido (1,9) que define que sean efectivamente separables espectralmente. Las longitudes que maximizaron la

distancia espectral para los tres pares de vegetación se encuentran en la región visible del espectro, lo que se correlaciona con la alta heterogeneidad de las firmas espectrales en la región del infrarrojo y dificulta su separabilidad en esa zona. Además, las bandas se corresponden con zonas que definen características biofísicas, esto es 460 nm en la región azul en el pico de absorción de la clorofila b, 630 nm en la zona roja donde se encuentra otro pico de absorción de la clorofila b y 676 nm donde hay un pico de absorción de la clorofila a. En la simulación de las bandas se observó que hay diferencias en las firmas espectrales de las comunidades vegetales que se cotejó con el análisis de distancia espectral de J-M. Es necesario tener en cuenta que el escalamiento de bandas hiper a multiespectrales en este trabajo no tuvo en cuenta las diferencias en la resolución espacial. Esto es un pixel de 40 cm en los datos hiperespectrales a un pixel de 2 metros en el caso de WoldView-2, de 10 metros en Sentinel-2 y 30 en Landsat8-OLI. La pérdida de resolución espacial implica que dentro de un pixel más grande van a entrar en juego diferentes elementos de los analizados, como distribución espacial de las plantas, porcentaje de suelo desnudo, entre otros. Esto podría implicar enmascarar algunas diferencias y homogeneizar las firmas en cuanto a sus características biofísicas, lo que puede mejorar la capacidad de los sensores para discriminar las comunidades, aunque también podría hacer el análisis más confuso. En este sentido sería realizar un análisis más profundo que incluya en el escalamiento hiperespectral a imágenes multiespectrales el cambio en la escala espacial de ambos sensores.

**CAPÍTULO 2. DISTRIBUCIÓN Y PATRONES
ESPACIALES DE LA VEGETACIÓN EN LAS
MARISMAS DE AJÓ-SAMBOROMBÓN**

La ciencia es uno de los motores del progreso social y económico.

2. DISTRIBUCIÓN Y PATRONES ESPACIALES DE LA VEGETACIÓN EN LAS MARISMAS DE AJÓ-SAMBOROMBÓN

En este capítulo se realiza un mapa de las principales comunidades vegetales y ambientes en las marismas de Ajó-Samborombón a partir de imágenes satelitales de alta resolución espacial. A partir de este mapa se determinó la distribución espacial de las comunidades y se estudian los patrones a escala local y a escala del paisaje.

2.1 INTRODUCCIÓN

2.1.1 Imágenes de alta resolución espacial como herramienta en el mapeo de marismas

La teledetección, se presenta como una herramienta indispensable a la hora de relevar y monitorear el estado y los procesos de cambio de los ecosistemas tanto en detalle como a escala sinóptica. En el caso del uso de datos provenientes de sistemas pasivos ópticos, esta capacidad se basa en las propiedades bioquímicas (i.e. presencia de pigmentos fotosintéticos en la porción del visible del espectro, 400 a 750 nm) y estructurales de la vegetación (anatomía del parénquima de las hojas, área foliar, biomasa vegetal en las porciones del infrarrojo cercano 760 a 900 nm), el contenido de agua de la misma (en el infrarrojo medio, 1550 a 1750 nm), así como las características del sustrato (composición mineral y orgánica, grado de saturación con agua) y la configuración de los ecosistemas en el paisaje (Jensen, 2006).

Existe amplia documentación sobre la capacidad que tienen los sensores remotos en la identificación y clasificación de humedales (Hardisky et al., 1986b; Jensen, 2006; Shuman & Ambrose, 2003). Las fuentes más comunes de datos de teledetección para la clasificación y el monitoreo han sido los sensores multiespectrales ópticos de resolución espacial media, como Landsat TM y SPOT (Cardoso, Souza Jr., & Souza-Filho, 2014). Estos sensores operan en las longitudes de onda del visible y los infrarrojos reflectivos, tienen una resolución espacial entre 10 y 30 metros y en el caso de Landsat una revisita de 14 días. A partir de su utilización se pueden obtener mapas de vegetación e identificar sus procesos de cambio (Hardisky, Gross, & Klemas, 1986a; Harvey & Hill, 2001; Hinson, German, & Pulich, 1995; Ill & Laine, 1997; Lee, Park, & Mausel Bloomington (United States) Indiana State Univ., Terre Haute (United States)), 1992; Sahai, 1985; Shuman & Ambrose, 2003) cartografiar la cobertura terrestre (Berberoglu, Yilmaz, & Özkan, 2004; Cardoso et al., 2014), identificar clases

de vegetación o discriminar comunidades amplias de vegetación (Harvey & Hill, 2001; L. Li et al., 2005; McCarthy, Gumbricht, & McCarthy, 2005).

Aunque estos satélites de resolución media pueden ser efectivos debido a la gran cobertura espacial capturada en cada escena, a menudo no son eficientes para discriminar tipos de plantas a escalas espaciales de detalle (Mumby & Edwards, 2002), en particular cuando se trata de usar comunidades vegetales para el monitoreo ambiental (Lane et al., 2014).

Los sistemas satélites de alta resolución espacial son capaces de recopilar datos simultáneamente en diversas porciones del espectro electromagnético (bandas multispectrales) en un área geográfica considerable con el objeto de obtener una discriminación detallada de especies de vegetación de humedal (Andréfouët et al., 2003; Mumby & Edwards, 2002; Riegl & Purkis, 2005).

Estos sensores ofrecen la oportunidad de mapear y monitorear con buen detalle los patrones a gran escala de los sistemas ecológicos y ofrece un medio práctico para discriminar las coberturas de las plantas, haciendo que el muestreo de campo sea eficiente.

La fragmentación natural de las marismas costeras que se refleja en estrechas franjas de vegetación relacionadas con gradientes ambientales de inundabilidad y salinidad sugieren que la teledetección con resolución espacial menor a los 5 metros (i.e. IKONOS, Quick Bird y World View 2), puede convertirse en una herramienta muy útil para clasificaciones precisas a escala fina y pueden mejorar una discriminación más detallada de las especies de vegetación (Carle, Wang, & Sasser, 2014; Sawaya, Olmanson, Heinert, Brezonik, & Bauer, 2003).

A los fines de realizar mapas de coberturas, el uso de enfoques de clasificación convencionales *per pixel* en imágenes de alta resolución suelen ser objetados debido a la gran cantidad de elementos que aparecen por la descomposición de elementos sencillos (techos, componentes de rutas, etc.) y sobreexpresión de sombras (X. Li, 1996). Como consecuencia de esto, la variabilidad espectral inherente a objetivos específicos de la superficie aumenta a medida que la resolución se vuelve más fina (L. R. G. Martin & Howarth, 1989). En contraste, los clasificadores basados en objetos primero segmentan la imagen en elementos homogéneos para un conjunto de variables, en los cuales píxeles vecinos similares para un conjunto de variables se agrupan para formar un "objeto" (Baraldi & Parmiggiani, 1996; Tremeau & Borel, 1997). Estos objetos son luego clasificados en función de sus características espectrales (i.e. valor medio de reflectancia de una banda para el conjunto de píxeles que forman el objeto) y también espaciales (i.e. datos topográficos, localización espacial relativa, etc.). Por esta razón esta metodología es indicada para clasificar

objetos de mayor tamaño que la resolución espacial de la imagen (Blaschke et al., 2014).

2.1.2 Análisis de la heterogeneidad de los paisajes de humedales

El desarrollo de herramientas de teledetección y la realización de mapas a un alto nivel de detalle permiten analizar la heterogeneidad de estos ambientes a escala del paisaje y local. La *ecología del paisaje* fue definida como el estudio del efecto del patrón de paisaje sobre los procesos ecológicos (Turner, 1989). Con esta definición uno puede ver claramente que deben ser desarrollados métodos para cuantificar los patrones como un nexo (medible) con los procesos ecológicos. En primer término, esto es posible si se cuenta con una acabada conceptualización de términos como *patrón*, *elemento del paisaje*, *escalas*, *ecosistemas* etc. como la alcanzada particularmente por Forman & Godron (1986) que permita su expresión formal. A partir de esto, entonces, una forma muy común y sencilla para cuantificar un patrón es capturar información del mismo o algún aspecto particular del paisaje en una variable simple denominadas métricas o índices.

Los índices o métricas constituyen una medida cuantitativa de algún aspecto de interés del paisaje, sintetizando sus propiedades en un valor numérico único o un rango de valores. Cuando se habla de índices del paisaje, frecuentemente se refiere a valores que reflejan alguna componente estructural del paisaje (patrón) que por supuesto nos interesa dado que afecta funcionalmente al paisaje (por ejemplo, en cuanto al flujo de materia, energía e información a través de los elementos o porque permite identificar algún proceso de cambio).

Por lo tanto, una métrica describe la estructura espacial de un paisaje en un tiempo determinado y se utilizan como herramienta para caracterizar la geometría y las propiedades espaciales de un parche (una entidad espacialmente homogénea) o un mosaico de parches (Ahern, 2001). Son utilizadas por dos razones fundamentales: (a) Con propósitos comparativos para resumir las diferencias entre distintas áreas del paisaje o entre distintos paisajes en distintas escalas geográficas o temporales; (b) Para inferir los patrones de formación del paisaje, como un análisis exploratorio precursor de la puesta a prueba de hipótesis más estratégicas.

Es posible definir, en este marco, diferentes términos que pueden brindar información sobre las propiedades estructurales del paisaje: (a) Diversidad. Número y abundancia relativa de elementos del paisaje. ¿Cuántos elementos distintos hay? (b) Dominancia. Grado en el que unos pocos elementos abundan en el paisaje en cuanto a su proporción. ¿Existe un elemento mucho más abundante que el resto que domina el

paisaje? (c) Contagio. Tendencia de un elemento/s a agruparse en pocos grandes parches. ¿Los elementos del paisaje se encuentran agrupados, favoreciendo la interacción entre los mismos? (d) Fragmentación. Tendencia de un elemento a romperse en muchos parches dispersos, que suele ser la inversa del contagio. (e) Complejidad de las formas. Grado de sinuosidad del perímetro de un elemento con respecto a su superficie. (f) Textura. Desde una aproximación estructural: variaciones en la presencia, la abundancia y la disposición espacial de elementos del paisaje en un área.

Es posible calcular diferentes índices o métricas relacionados a los términos anteriores. Sin embargo, conviene resaltar que el resultado que brinden esos índices dependerá del compromiso logrado entre la escala en que se expresan los patrones o fenómenos de interés y la escala de percepción utilizada para el cálculo de los índices.

2.1.3 OBJETIVOS

Los objetivos del presente capítulo son:

- 1) Generar un mapa de alta resolución espacial (2 m) con una metodología orientada a objetos (OBIA) a partir de una imagen WorldView2 (WV2).
- 2) Describir los patrones espaciales y analizar la heterogeneidad de los paisajes de marismas de Ajó-Samborombón.

2.2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.2.1 Delimitación del área de estudio

Se definió la zona de estudio como las marismas activas, o sea el área que se encuentra bajo influencia mareal. Para delimitar el área que actualmente está sometida al régimen de mareas se utilizó una escena del sistema Landsat 5 Thematic Mapper (TM) del día 16/12/2004 (Path/Row=224/85), que a la hora de adquisición (10:30 AM hora local) registraba condiciones de marea alta extraordinaria (2,5 metros) (Fig. 2. 1). La marea alta ordinaria media establecida es 0,9 metros, por lo que las condiciones ambientales de adquisición de la escena garantizan que el área anegada equivale a una de las máximas posibles. Para la selección de la escena se revisaron los registros climáticos provistos por la municipalidad de General Lavalle para garantizar la ausencia de precipitaciones hasta 3 días antes de la fecha elegida con el objetivo de descartar el aporte de agua debido a lluvias.

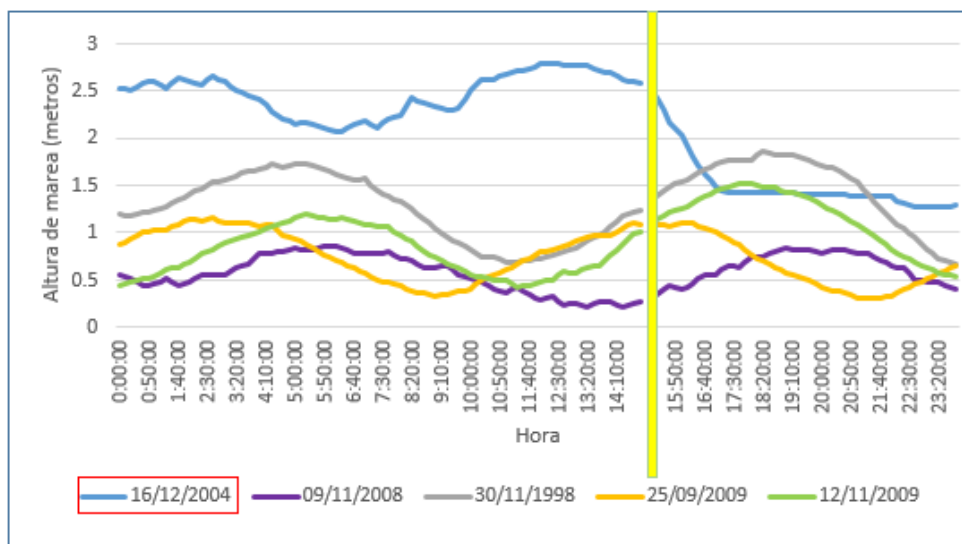


Fig. 2. 1. Comparación de la altura de marea de imágenes Landsat 5 TM. En amarillo se indica la hora de pasada del satélite. En celeste se gráfica la escena elegida.

La imagen fue obtenida a través del sitio de la USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). El sistema Landsat 5 TM tiene un tiempo de revisita de 16 días y el ancho de la faja de barrido es de 183 km. El sensor TM adquiere información en 7 bandas, cuyas características se resumen en la Tabla 2. 1.

Tabla 2. 1. Bandas de Landsat 5 TM utilizadas. Resolución espacial: 30 metros.

Banda	Rango espectral (nm)
1	450-515
2	525-605
3	630-690
4	750-900
5	1550-1750
6	10400-12500
7	2090-2350

Los valores de conteo digital fueron calibrados a valores con sentido físico de radiancia (Watt/m²) y luego a valores de reflectancia (De Jong et al., 2004). Los

valores de reflectancia permiten comparar la información contenida en una imagen con escenas de otras fechas para el mismo lugar o de otros lugares (Jensen, 2006). Es por eso que la magnitud física más comúnmente usada en teledetección es la reflectancia espectral, una magnitud adimensional que depende únicamente de las características espectrales de los objetos, y que puede definirse como un cociente entre radiancias. Los valores de radiancia que llega al sensor fueron corregidos en términos del efecto de la atmósfera. El objetivo general de las correcciones atmosféricas es obtener valores de reflectancia de superficie mediante la corrección de la atenuación que ejerce la atmósfera en términos de dispersión y absorción sobre la radiación que llega a la superficie terrestre y la que llega al sensor (De Jong et al., 2004). En este caso, la corrección atmosférica realizada solo consideró la dispersión molecular Rayleigh (Stumpf, 1992). Esta corrección asume que la radiancia espectral recibida por el sensor (L_{sat}) es la suma de la radiancia de los objetos de la superficie (L_{sup}) más la radiancia producida por dispersión molecular Rayleigh (L_r):

$$L_{sat} = L_{sup} + L_r$$

donde, la radiancia por dispersión Rayleigh se calcula como:

$$L_r = \frac{E_0 \tau_r(\lambda)}{4\pi d^2 \cos\theta_{sat}} \exp\left(-\tau_r(\lambda)/\cos\theta_{sat}\right) \exp\left(-\tau_r(\lambda)/\cos\theta_{sol}\right) (P(\psi_-) + 0,052P(\psi_+))$$

donde $\tau_r(\lambda)$ = la transmitancia de la atmósfera, θ_{sol} = ángulo cenital solar, θ_{sat} = ángulo cenital del satélite, $P(\psi_{\pm})$ es la función de fase de Rayleigh, que se calcula como $P(\psi_{\pm}) = 3(1+\cos^2 \psi_{\pm})/4$, $\cos(\psi_{\pm})$ es el ángulo de dispersión, que se calcula como:

$$\cos\psi_{\pm} = \pm \cos\theta_{sat} \cos\theta_{sol} - \sin\theta_{sat} \sin\theta_{sol} \cos(\phi_{sat} - \phi_{sol})$$

donde ϕ_{sat} es el ángulo acimutal del satélite y ϕ_{sol} es el ángulo acimutal solar. En el caso de imágenes Landsat, dado su bajo ancho de barrido, se asumió $\theta_{sat} = 0^\circ$ (observación desde el nadir).

Una vez calculada la radiancia Rayleigh, la reflectancia espectral en superficie fue calculada como:

$$\rho_{\lambda} = \frac{\text{Energía de longitud de onda } \lambda \text{ reflejada}}{\text{Energía de longitud de onda } \lambda \text{ incidente}} = \frac{\pi \times L_{sup} \times d^2}{E_0 \times \cos\theta_{sol}}$$

donde E_0 = irradiancia solar espectral a tope de atmósfera, θ = ángulo cenital solar, d = distancia tierra-sol en unidades astronómicas que se calcula como $d = 1 - 0,0167 \cos(2\pi(\text{día juliano} - 3) / 365)$, L_{sup} = radiancia reflejada por la superficie.

Para la calibración radiométrica y corrección atmosférica se utilizó el entorno MODELER del programa ERDAS IMAGINE (versión 9.1).

Sobre la imagen preprocesada, se calculó el índice diferencial de agua normalizado (NDWI, del inglés Normalized Difference Water Index) (McFeeters, 1996) a partir de la siguiente fórmula:

$$NDWI = \frac{\text{verde} - NIR}{\text{verde} + NIR}$$

donde verde se refiere a la banda verde del visible (530-590 nm, TM banda 2) y NIR es una banda del infrarrojo cercano (850-880 nm, TM banda 4).

Este índice fue utilizado como un indicador del nivel de agua/humedad sobre el suelo (Ji, Zhang, & Wylie, 2009; McFeeters, 1996). Con el objeto de diferenciar la máxima zona correspondiente a la marisma activa respecto de las zonas sin influencia mareal, la imagen de NDWI se clasificó con un enfoque no supervisado usando el algoritmo ISODATA disponible en el programa ERDAS Imagine (vers. 9.1) (Fig. 2. 1). Este esquema de clasificación fue adoptado justamente porque tanto el área con influencia mareal como el área sin, está representado por un gradiente de condiciones variables. Se definieron 50 clases, número suficientemente grande como para capturar la variabilidad en situaciones de borde. El procedimiento involucró 1000 iteraciones y un valor de convergencia de 0,98. Las clases resultantes fueron recodificadas en dos grupos correspondientes a área de influencia mareal y área sin influencia mareal, respectivamente. Se utilizó la imagen NDWI para obtener una máscara del área de trabajo.

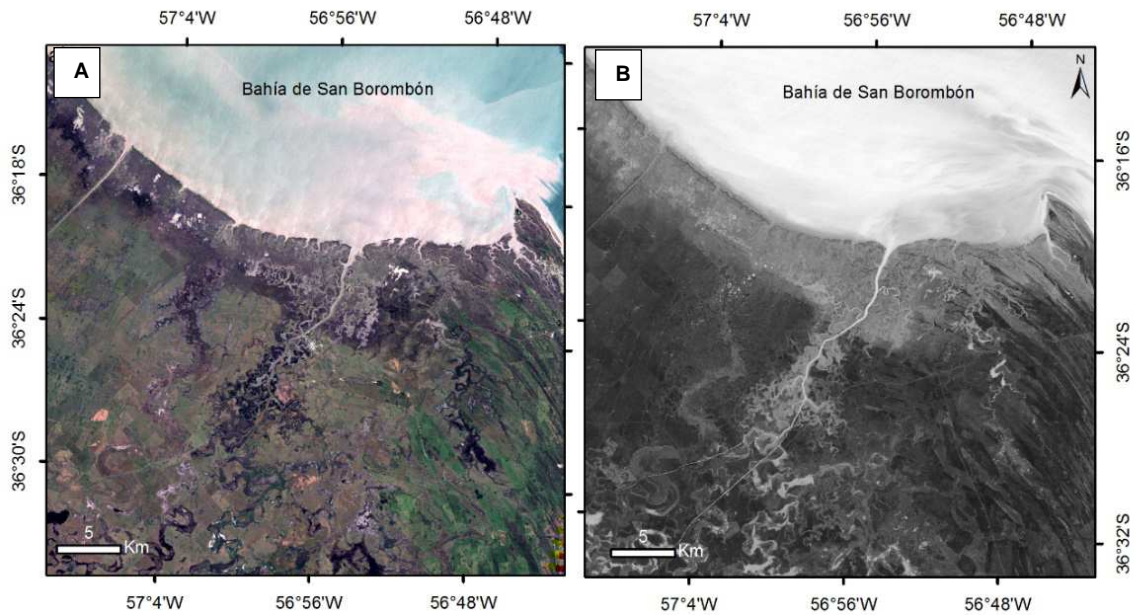


Fig. 2. 2. A) Imagen Landsat 5 TM color real (RGB=3,2,1), B) Imagen Landsat 5 TM NDWI

2.2.2 Procesamiento de la Imagen WorldView2

El sistema satelital WorldView 2 (WV2) provee imágenes multiespectrales con una resolución espacial de 2 metros. El sensor cuenta con 8 bandas que registran las siguientes porciones del espectro electromagnético: 400-500 nm (b1-“costa”), 450-510nm (b2 azul-visible) 510-580 nm (b3 verde-visible), 585-625 nm (b4 amarillo-visible), 630-690 nm (b5 rojo-visible), 705-745 nm (b6, “salto del rojo”), 1770-895 (b7 infrarrojo cercano), 2 860-1040 nm (b8 infrarrojo cercano). Respecto a las imágenes Landsat que tienen 30 metros de resolución en el modo multiespectral, las imágenes WV2 presentan una mejora sustancial en la resolución espacial (Fig. 2. 3). En las porciones del visible y el infrarrojo cercano las bandas son relativamente equivalentes, aunque en WV2 se suma el amarillo y una banda para registrar el pasaje entre el rojo y el IRcercano. Sin embargo, WV-2 no registra bandas en los infrarrojos medios y al tratarse de un satélite comercial, las imágenes son adquiridas por previo encargo, son económicamente costosas y no se cuenta con series multitemporales accesibles.



Fig. 2. 3. Comparación de imágenes de distinta resolución espacial en la zona de estudio. A la izquierda imagen Landsat 8 (resolución espacial=30 metros) y a la derecha imagen World-View 2 (resolución espacial=2 metros).

Se adquirió una escena de fecha 17/11/2013 a través de un proyecto específico presentado a la empresa Digital Globe con fines de investigación, con una extensión de 600 km² aproximadamente. La imagen fue corregida radiométricamente al tope de la atmósfera usando el entorno MODELER del programa ERDAS IMAGINE (versión 9.1). La corrección al tope de la atmosfera se define como la radiancia espectral que entra a la apertura del telescopio de la imagen WV2 a una altitud de 770 km. Para la conversión de la imagen corregida radiométricamente en píxeles a radiancia espectral se utiliza la siguiente fórmula para cada banda de la imagen:

$$L_{\lambda_{Pixel,Banda}} = \frac{K_{banda} \times q_{Pixel,Banda}}{\Delta\lambda_{Banda}}$$

donde $L_{\lambda_{Pixel, Banda}}$ son los píxeles de la imagen en radiancia espectral al tope de la atmósfera [Wm⁻²-sr⁻¹-μm⁻¹], K_{Banda} es el factor de calibración radiométrico absoluto [Wm⁻²-sr⁻¹-count⁻¹] para una banda determinada, $q_{Pixel,Banda}$ son píxeles de la imagen corregidos radiométricamente [conteos], y $\Delta\lambda_{Band}$ es el ancho de banda efectivo [μm] para una banda determinada. Los valores fueron proporcionados por Digital Globe.

En función de los resultados obtenidos en el capítulo anterior y las características propias de la escena, se realizó un análisis de sensibilidad con el objetivo de elegir las que maximizaran las diferencias entre las firmas espectrales de las coberturas (Fig. 2. 4).

Se obtuvieron muestras de entrenamiento correspondientes a cada una de las coberturas de interés: *Sarcocornia ambigua*, *Sporobolus densiflorus*, *Cortaderia selloana*, *Bolboeschoenus maritimus*, canales de marea y planicies de marea. Los talares (*Celtis tala*) no fueron incorporados en el mapa debido a la ínfima

representación espacial, quedando incluidos dentro de las comunidades dominadas por *C. selloana*. Se graficaron las muestras para establecer a priori las bandas que diferenciaban las coberturas (Fig. 2. 4). Se calculó la separabilidad entre bandas con la distancia Jeffries-Matusita y se tomó como criterio un valor mayor a 1,9 para establecer que dos coberturas se separaran en una banda. Además, se elaboró un análisis de correlación de Pearson para descartar bandas redundantes (Fig. 2. 5). Las bandas seleccionadas fueron las siguientes: bandas 3 (verde), 5 (roja) y 8 (infrarrojo cercano 2). Finalmente se realizó un apilado de esas bandas (*layer stack*) y se utilizó la máscara obtenida a partir de la imagen Landsat 5 para aislar la zona de estudio.

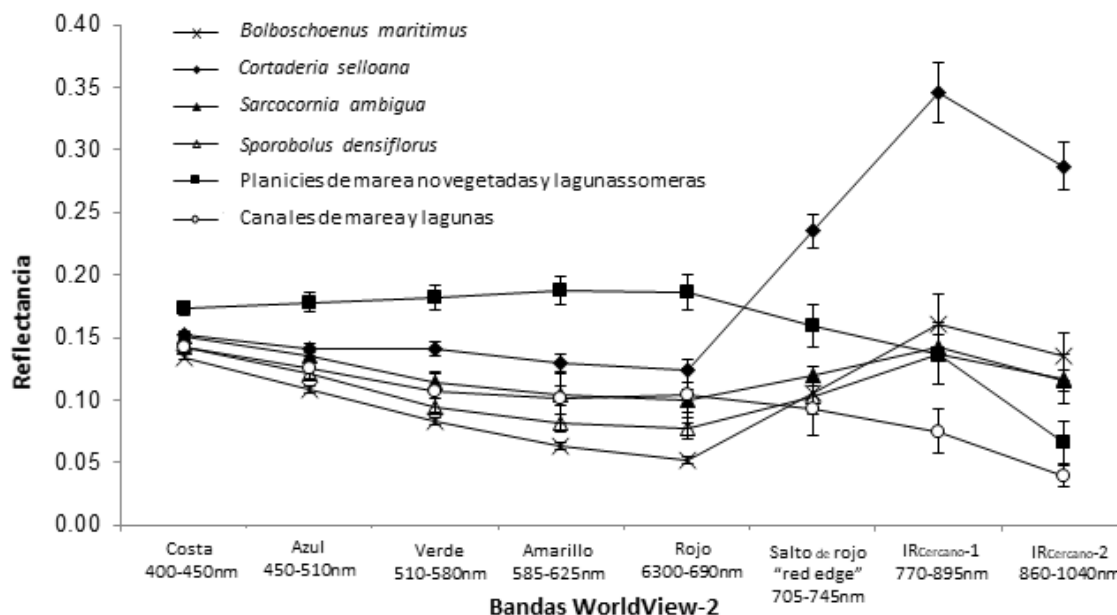


Fig. 2. 4. Comparación de firmas espectrales de distintas coberturas a partir de imagen WV-2.

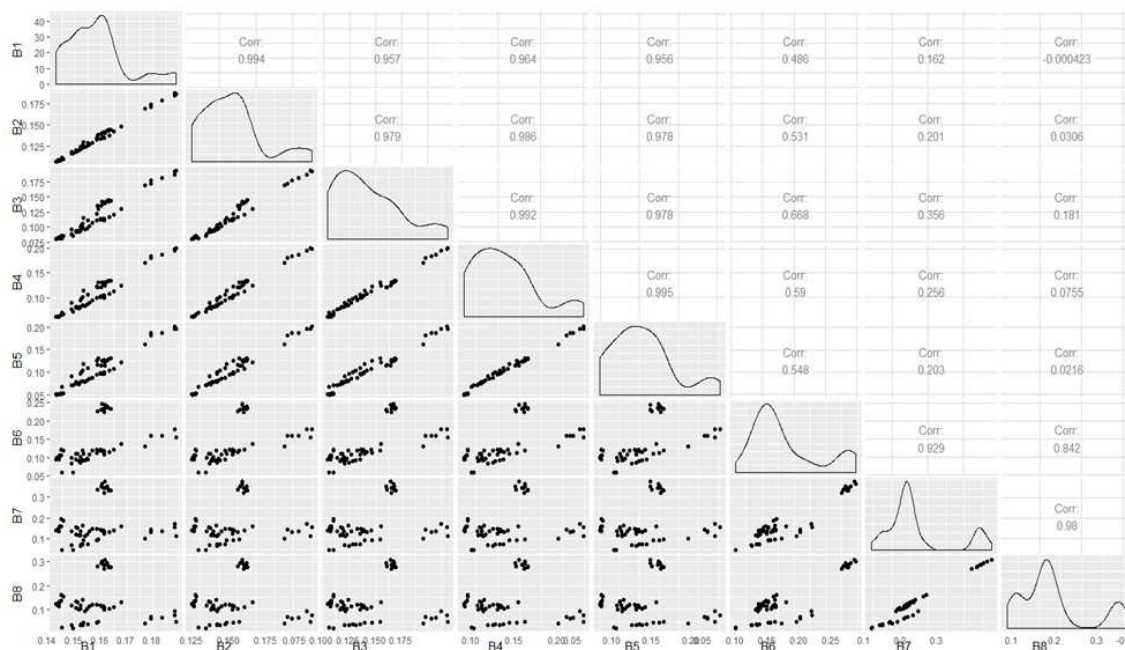


Fig. 2. 5. Análisis de correlación entre bandas de la imagen WV-2 para las coberturas de interés.

2.2.3 Clasificación con metodología orientada a objetos (OBIA)

La clasificación OBIA se implementó a través del programa Monteverdi 2. Para el proceso de segmentación se utilizó el algoritmo Large - Scale Mean Shift (LSMS), que consiste en cuatro pasos: filtrado, generación de segmentos, unión de segmentos y extracción de la información de cada segmento (Grizonet & Inglada, 2010). Los parámetros necesarios para la segmentación son: Radio Espacial (del inglés Spatial Radius, SR) que es el tamaño de la ventana en píxeles utilizado para calcular si un píxel corresponde a un determinado segmento; Tamaño mínimo de la región (del inglés Minimun Región Size, MRS) que es el tamaño mínimo del segmento que se desea construir y Rango espectral (del inglés Range Radius, RR) que es el valor límite en unidad de reflectancia a partir del cual se considera que dos píxeles ya no son similares. Se probaron distintos valores de parámetros para optimizar la segmentación de acuerdo a la separación esperada de las coberturas y se determinaron como óptimos 0.05 % (RR), 5 píxeles (MRS) y 10 píxeles (SR). Se obtuvieron 1.700.120 segmentos que fueron clasificados en 50 clases a partir de un procedimiento no supervisado (maximización de la esperanza para un modelo de mezcla de Gaussianas multivariadas) implementado en la librería scikit-learn en Python (Murphy, 2012). La clasificación se realizó teniendo en cuenta las medias y los desvíos de los segmentos. Se agruparon las clases espectrales utilizando como apoyo una matriz de similitud de

distancia euclidiana. Posteriormente se realizó la recodificación de las clases obteniéndose 6 clases finales correspondientes a las coberturas de interés: Comunidades dominadas por *Sporobolus densiflorus*, *Sarcocornia ambigua*, *Bolboeschoenus maritimus*, *Cortaderia selloana* con pastizales pampeanos, canales de marea y lagunas poco profundas y por último planicies de marea no vegetadas.

2.2.4 Determinación de unidades del paisaje

Para analizar la distribución espacial y los patrones de las comunidades vegetales a escala del paisaje, se identificaron 5 unidades del paisaje a partir del mapa obtenido con la clasificación de la imagen WV-2. Las unidades son áreas dentro de un paisaje que contienen elementos de este (ambientes, comunidades vegetales) y se pueden definir en líneas generales a partir de la abundancia relativa y de la disposición espacial de estos elementos (Turner, 1989). Las unidades del paisaje se pueden definir a partir de índices o métricas del paisaje que permiten analizar los patrones espaciales, cuantificar la extensión y configuración espacial y monitorear el paisaje (H. Zhao, Chen, Zhang, & Yin, 2012)

Para definir las unidades se realizó un grillado de toda el área de estudio consistente en 946 celdas de 500 m². En cada celda se calcularon métricas de clase (cada clase se corresponde a cada una de las coberturas del mapa) con el programa FRAGSTATv4 (Mcgarigal, 2015) Se utilizó la regla de 8 vecinos: se consideró que dos píxeles de la clase *i* correspondían al mismo parche si eran adyacentes por sus lados (4 píxeles vecinos) o por sus diagonales (otros 4 píxeles vecinos). Así, cada píxel tiene 8 vecinos.

Las métricas calculadas fueron de agregación (número y densidad de parches, distancia al vecino más cercano), área (área de clase y parches) y de forma (dimensión fractal). Esta última se utiliza para caracterizar la complejidad de los parches (Frohn, 2006) y se relaciona con la relación entre perímetro y área.

Las celdas iniciales fueron reagrupadas usando la distancia euclidiana sobre una matriz transformada para normalizar y comparar las variables que tienen distintas unidades de medición. El método de agrupamiento elegido fue promedio, por presentar la mejor correlación con la distancia cofenética. Como criterio de corte se utilizó la similitud del 50%. Se obtuvieron patrones del paisaje que luego fueron reagrupados en unidades a partir del análisis visual y conocimiento de campo.

2.3 RESULTADOS

Se separaron área con influencia mareal (área de estudio) de la zona sin influencia mareal (Fig. 2. 6). a partir de la máscara realizada con la clasificación del índice NDWI de la imagen Landsat 5 TM.

La zona con influencia mareal ocupó una superficie de 464,2 km² y se encuentra en mayor medida formando una franja desde la línea de costa hacia el continente de 7 km de ancho en promedio. Al sur se encuentra una zona inactiva debido a la presencia de compuertas y diques que desvincularon el área de la dinámica mareal actual. Sin embargo, estos sitios se encuentran permanentemente anegados por precipitaciones y ante eventos de marea alta extraordinaria puede haber aporte de agua marina, por lo que si bien tienen una influencia mareal esporádica fueron incluidos en el análisis.

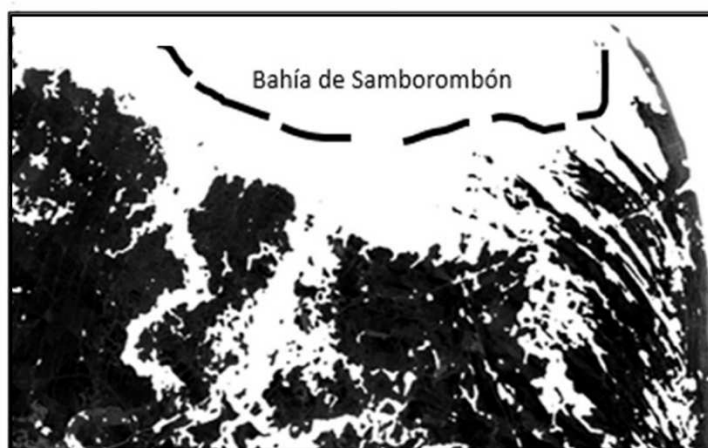


Fig. 2. 6. Máscara de la imagen WV-2. En blanco se encuentra la zona de estudio.

A partir de la imagen de alta resolución espacial WV-2 se obtuvo un mapa detallado de las coberturas de la zona de estudio correspondiente a marismas activas que incluye: comunidades vegetales dominadas por *Sporobolus densiflorus*, *Sarcocornia ambigua*, *Bolboeschoenus maritimus*, *Cortaderia selloana* con pastizales pampeanos, Canales de marea y lagunas poco profundas y por último planicies de marea no vegetadas (Fig. 2. 7).

La precisión de la clasificación general fue del 81% y el valor de Kappa fue del 78,1% (Tabla 2. 2). La mayor parte de la confusión se debió a las similitudes de las fisonomías en las comunidades vegetales. Aunque, *B. maritimus* mostró la mayor precisión del usuario (97%), un número considerable de segmentos identificados como *B. maritimus* en el campo se clasificaron erróneamente como *Sp. ambigua*; por lo tanto, la precisión del productor de *B. maritimus* fue del 60% y la precisión del usuario

de *Sp. densiflorus* fue del 69%. La exactitud del usuario de *Sa. ambigua* fue también del 69%, gran parte de esta confusión se debió a la inclusión de varios segmentos de planicies de marea sin vegetación y *B. maritimus*. Las comunidades de *C. selloana* mostraron la mayor precisión de usuarios y productores (95%).

Tabla 2. 2. Matriz de confusión de la clasificación OBIA

Clasificación	Reference Data						Total filas
	<i>Sa. Ambigua</i>	<i>S. densiflorus</i>	<i>B. maritimus</i>	<i>C. selloana</i>	Canales de marea y lagunas profundas	Planicie de marea activas y lagunas someras	
<i>Sa. ambigua</i>	33	2	6	0	2	5	48
<i>S. densiflorus</i>	2	40	15	1	0	0	58
<i>B. maritimus</i>	0	1	31	0	0	0	32
<i>C. selloana</i>	0	2	0	40	0	0	42
Canales de marea y lagunas profundas	0	0	0	0	32	6	38
Planicie de marea activas y lagunas someras	4	0	0	0	1	29	34
Total columnas	39	45	52	41	35	40	252
Exactitud total	205/253=81%						
Exactitud productor (%)				Exactitud usuario (%)			
<i>Sa. ambigua</i>	85	<i>Sa. ambigua</i>			69		
<i>S. densiflorus</i>	87	<i>S. densiflorus</i>			69		
<i>B. maritimus</i>	60	<i>B. maritimus</i>			97		
<i>C. selloana</i>	98	<i>C. selloana</i>			95		
Planicie de marea activas y lagunas someras	73	Planicie de marea activas y lagunas someras			85		
Canales de marea y lagunas profundas	91	Canales de marea y lagunas profundas			85		

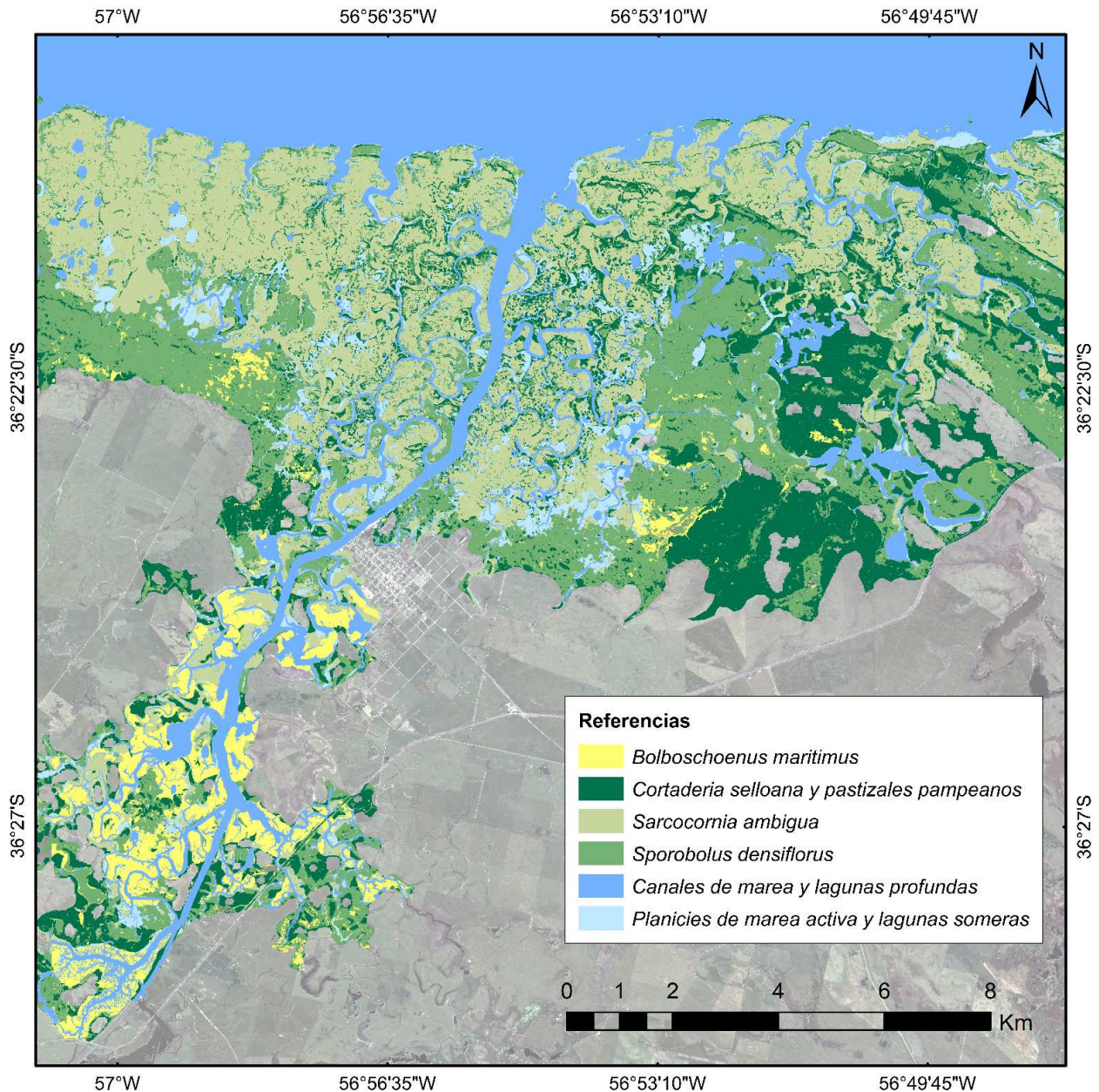


Fig. 2. 7. Mapa de las principales coberturas de las marismas de Ajó-Samborombón.

En cuanto a la abundancia de las comunidades, la mayor parte del área total fue cubierta por *Sa. ambigua* (24,5%) y *Sp. densiflorus* (21.9%) mientras que *C. selloana* y pastizales pampeanos cubrió 14.9% y *B. maritimus* el 4.42%.

En la Fig. 2. 8 se observa el agrupamiento del grillado realizado al mapa de coberturas en función de las métricas del paisaje calculadas. Se obtuvieron en total 12 grupos de los cuales el grupo 2 (rosa) contiene el 54% de las celdas clasificadas. En la Fig. 2. 9 se presenta el mapa de patrones del paisaje obtenidos a partir de este agrupamiento. El grupo de mayor extensión es el que corresponde a la zona adyacente a la costa, en

tanto que en posiciones más alejadas hacia el final de la Ria de Ajó se encuentra un mayor número de grupos, pero de menor tamaño.

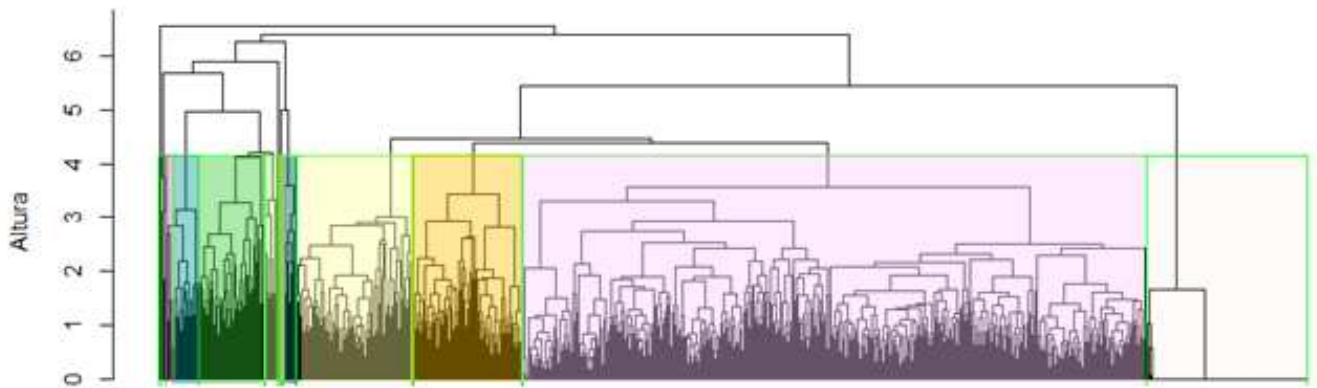


Fig. 2. 8. Grupos obtenidos a partir análisis de agrupamiento del mapa de coberturas.

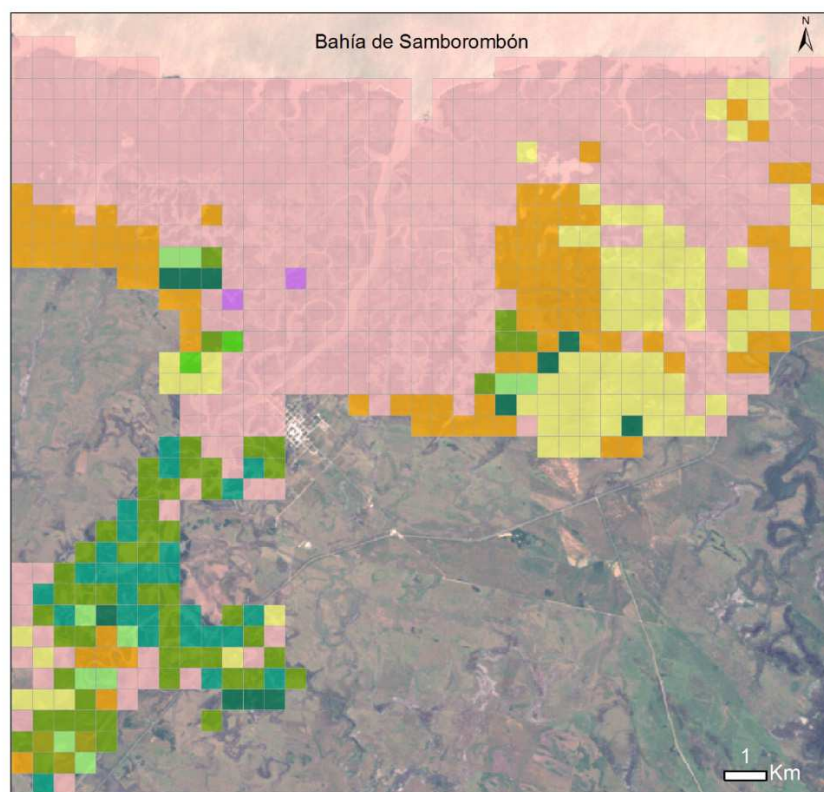


Fig. 2. 9. Mapa de patrones del paisaje de las marismas de Samborombón.

A partir del mapa de patrones se definieron 5 Unidades del paisaje (Fig. 2. 10). El patrón cercano a la costa fue dividido y analizado como dos unidades (A y B) ya que, si bien no se pudo establecer una clara diferenciación a partir de las métricas calculadas, se observaron distintos patrones. Asimismo, se diferenció la Unidad D en función de la presencia de pequeños parches de *B. maritimus*, que debido a su tamaño no pudieron ser clasificados en su totalidad en el mapa de coberturas. Las unidades A y E tienen un gran número de parches de *Sp. densiflorus*. El número en la Unidad A es mayor a 10000 parches en tanto que en E es de alrededor de 8000. Además, presentan un tamaño de parche mayor en la Unidad E. Por lo tanto, la Unidad A está más fragmentada que la E en cuanto a *Sp. Densiflorus*. Por otra parte, *Sa. ambigua* tiene mayor número de parches en Unidad B (14000) en tanto que en la Unidad C que es la siguiente en cuanto a esta variable este valor es menor a 10000. Sin embargo, el tamaño de los parches es mayor a 1 ha en la Unidad en A mientras que en las otras unidades no llega a 0,1 ha. En el caso de *B. maritimus* los parches de esta especie son en promedio chicos, excepto en la Unidad C en donde esta especie presenta parches más grandes que los otros tipos de vegetación.

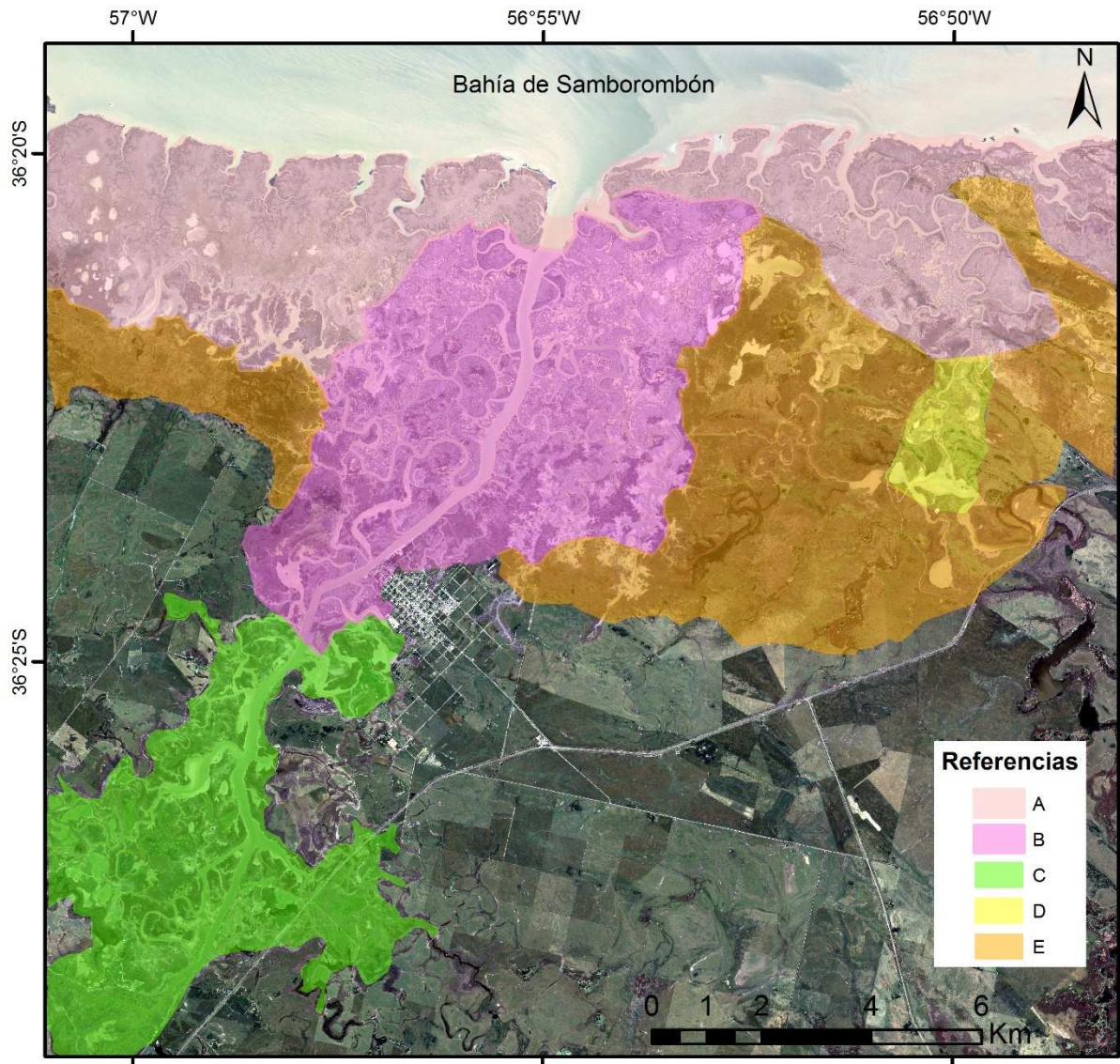


Fig. 2. 10. Mapa de Unidades del paisaje de las marismas de Samborombón.

A partir del mapa de unidades generado se observan patrones locales característicos de cada unidad del paisaje (Fig. 2. 11). En la Unidad A se desarrolla una zonificación presumiblemente determinada por el gradiente topográfico. En el perfil se observa que *Sa. ambigua* domina en grandes extensiones de esta unidad y se encontraría en la zona más baja de la marisma, seguida de matas dispersas de *Sp. densiflorus* en posiciones topográficamente más elevadas. La Unidad B se localiza en ambos márgenes de la Ría de Ajó donde si bien al igual que la Unidad A tiene influencia mareal, también se encuentra más protegida del efecto de las tormentas y se encuentra limitada por cordones de conchilla colonizados por montes de tala. En esta unidad el patrón dominante consiste en una matriz de *Sa. ambigua* con stands aislados de *C. selloana* que estarían en posiciones topográficas más elevadas y

rodeados anillos de *Sp. ambigua* en posiciones intermedias (Fig. 2. 12). Las áreas más bajas del intermareal no están ocupadas por *S. alterniflorus* como ha sido reportado en las marismas de esta región (A Bortolus, 2001; Isacch, Costa, Rodríguez-Gallego, et al., 2006), sino que se encuentran planicies de marea sin vegetación.

La Unidad C se encuentra hacia el interior de la Ría de Ajó en posiciones protegidas del efecto directo de las tormentas, aunque con influencia de las mareas. Esta Unidad se encuentra dominada por *B. maritimus* a lo largo de los márgenes de los canales en áreas intermareales bajas, mientras que también están presentes comunidades de *Sa. ambigua* y *Sp. ambigua* como pequeños parches en distintos puntos de la Unidad.

La Unidad D está adyacente a la Unidad A con la que limita con un cordón de conchilla. Por otra parte, su desarrollo está limitado al oeste por un camino que corta los canales e interrumpe la dinámica mareal. El patrón de esta Unidad está definido por la presencia de lagunas someras que en sus bordes presenta franjas de *B. maritimus*; a continuación, se encontraría en una posición más elevada dentro del intermareal *Sa. ambigua* y finalmente en un escalón más elevado *Sp. ambigua*.

Por último, la Unidad E se encontraría en el área topográficamente más elevada con influencia mareal esporádica. Este sector está dominado principalmente por el *Sp. densiflorus*, y en una posición topográfica superior *C. selloana* que forma un mosaico junto con pastizales pampeanos en los que se encuentran especies como *Bromus unioloides*, *Lolium sp.*, *Paspalum dilatatum*, *Melilotus albinus*, *Melilotus officinalis*, *Trifolium sp.* y *Sternotaphylum secundatum*.

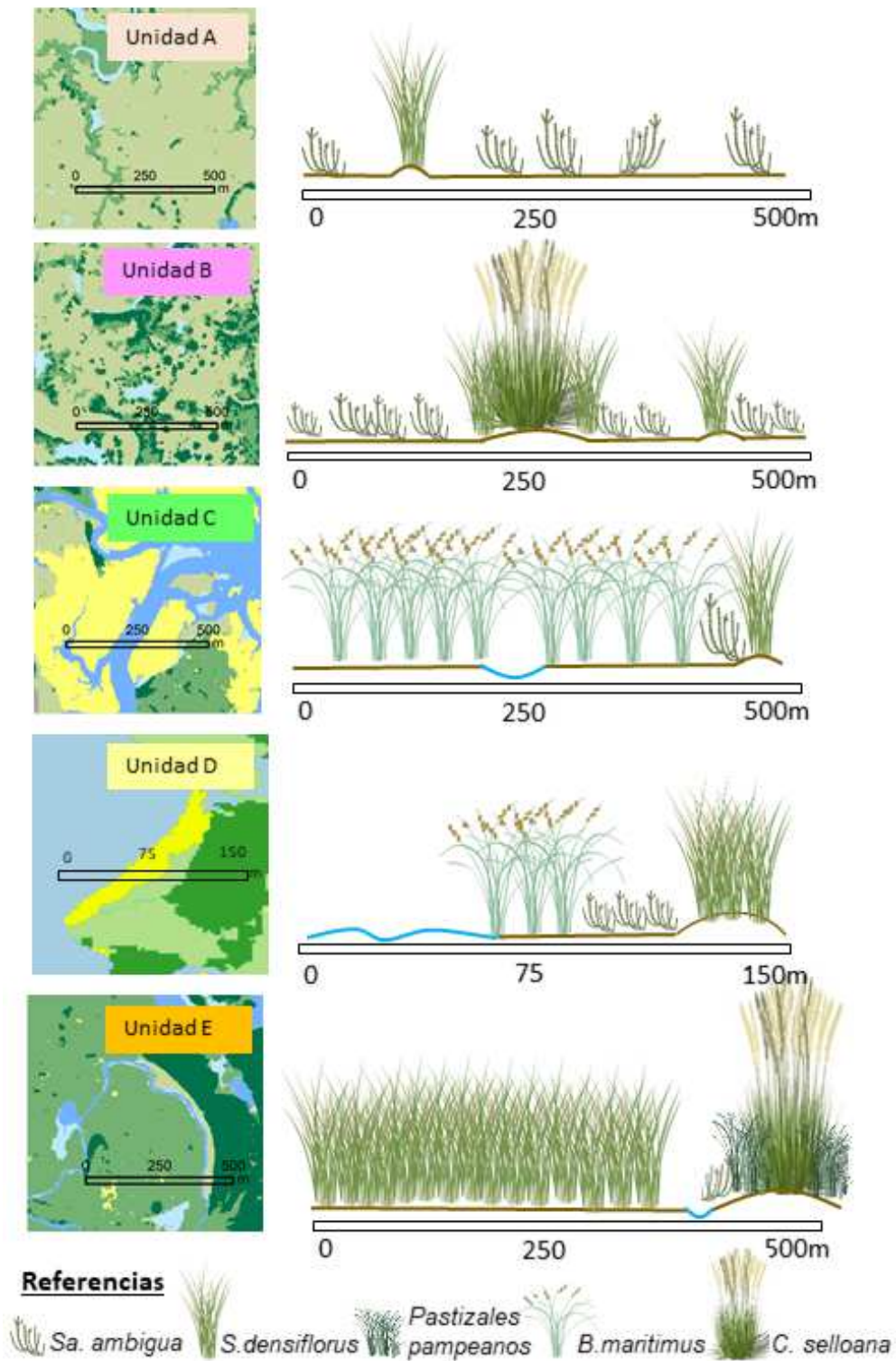


Fig. 2. 11. Patrones característicos de cada Unidad del paisaje.



Fig. 2. 12. Vista aérea del gradiente ambiental observado en la Unidad B. De derecha a izquierda se encuentran las comunidades de *Sa. ambigua*, *Sp. ambigua* y *C. selloana*.

2.4 DISCUSIÓN

La utilización de la metodología orientada a objetos permitió realizar la clasificación de la imagen de alta resolución espacial. La imagen WV2 posibilitó un mayor nivel de detalle en el reconocimiento de las comunidades vegetales más abundantes de las marismas de Ajó-Samborombón.

Diferentes trabajos han demostrado la utilidad de los datos satelitales de alta resolución espacial para mapear y estudiar humedales costeros. Belluco et al. (2006) lograron exactitudes mayores 95% al clasificar las especies vegetales de marismas con imágenes QuickBird e IKONOS. Carle et al. (2014) llevaron a cabo un mapeo de la distribución de especies en un sistema deltaico de agua dulce que compararon con imágenes hiperespectrales y establecieron que los sensores de alta resolución espacial tenían mejores resultados a un costo de adquisición mucho menor y una mayor facilidad de procesamiento. Wei & Chow-Fraser (2007) indicaron que las imágenes IKONOS pueden usarse en inventarios de humedales con la ventaja de disponer de una amplia cobertura espacial y alta exactitud con clasificaciones supervisadas. En este trabajo, se obtuvo un mapa de alta resolución de la vegetación de la bahía de Samborombón, lo que sugiere que las imágenes de alta resolución

espacial pueden usarse de manera efectiva para monitorear humedales costeros con una precisión muy alta y a nivel de detalle (Lane et al., 2014).

Investigaciones anteriores han mapeado la vegetación en el área a diferentes escalas. Isacch et al. (2006), basados en la clasificación supervisada de imágenes Landsat 5 realizaron el primer mapeo de todas las marismas suroccidentales del Atlántico y encontraron que en la zona de Samborombón *Sa. alterniflorus*, *Sp. densiflorus* y *Sa. ambigua* (llamado *Sa. perennis*) fueron las principales especies de plantas dominantes en las marismas inter y supramareales. En este trabajo se determinó que las principales comunidades de plantas en el área sur de la bahía de Samborombón son *Sp. densiflorus* y *Sa. ambigua*. Los mismos autores informaron la presencia de *Sa. alterniflorus* en las zonas bajas del intermareal, en este estudio solo se observaron pocas plantas cerca de la costa y en algunos parches mezclados con *Sa. ambigua*. Por otro lado, si bien reportaron la presencia de *B. maritimus* como parte de las marismas junto con otras especies acompañantes, aquí se definió que *B. maritimus* cubre grandes extensiones en los márgenes hacia el final de la Ría de Ajó, y es en consecuencia la tercera comunidad vegetal en importancia en el área estudiada.

Cagnoni & Faggi (1993) mapearon la vegetación del Parque Nacional Campos del Tuyú con fotografías aéreas de alta resolución espacial y trabajo de campo intensivo (Fig. 2. 13). En ese trabajo reportaron a *Sa. ambigua*, *Sp. densiflorus* y *C. selloana* como las comunidades vegetales dominantes en el área al margen de la Ría de Ajó de manera semejante a este trabajo, pero a bajo nivel de detalle. Por otra parte es coincidente la dominancia de *Sp. ambigua* en una amplia extensión dentro del área del Parque. Finalmente, si bien no definen la composición del pastizal costero describen la presencia de *S. alterniflorus* en la posición más baja del intermareal, como se mencionó anteriormente, en la presente tesis no se determinó la presencia de esta especie en gran extensión espacial, aunque se la observó en pequeños manchones.

Es interesante señalar en este punto que *S. alterniflorus* ha sido tradicionalmente considerada como una especie nativa en América del Sur. Sin embargo, recientemente se propuso que fue introducida en el siglo XVIII o principios del XIX por la actividad humana (A Bortolus, Carlton, & Schwindt, 2015). Estos autores declararon que la concentración de esta planta en áreas cercanas a puertos se debería al transporte durante mucho tiempo de semillas y fragmentos vegetativos a través de los barcos. La presencia incipiente de *S. alterniflorus* cerca del puerto de San Clemente del Tuyú (obs.pers) en el sureste de la bahía de Samborombón apoyaría esta idea.

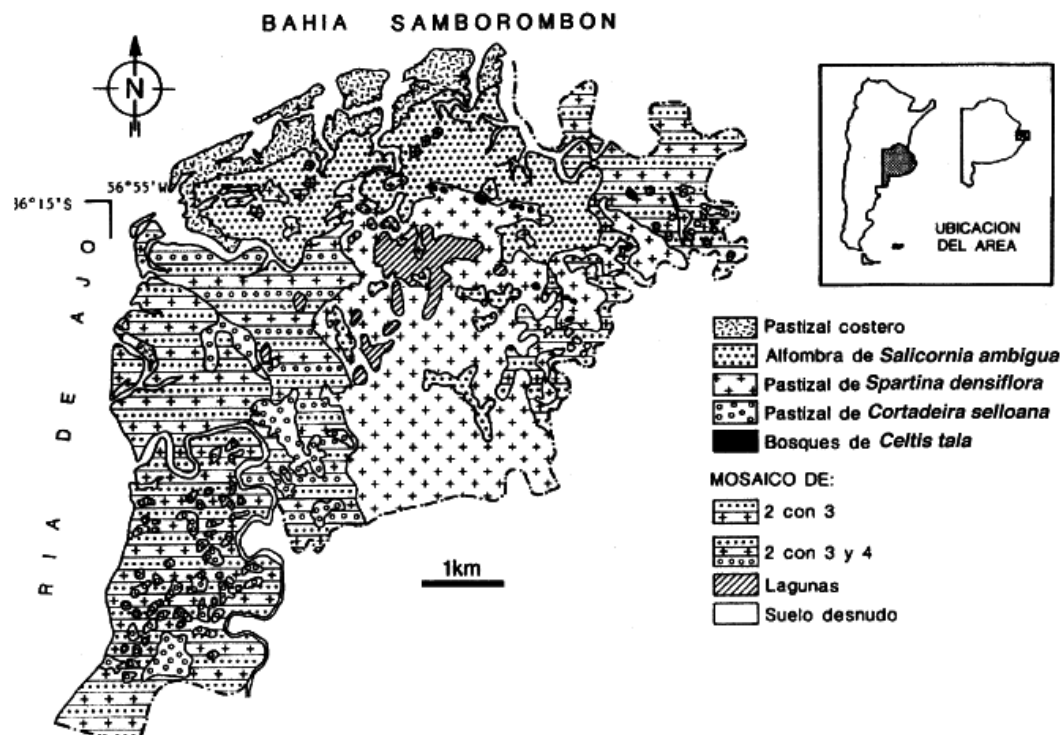


Fig. 2. 13. Mapa de la vegetación del Parque Nacional Campos del Tuyú. Tomado de Cagnoni y Faggi (1993).

La determinación de unidades de paisaje a partir del mapa de alta resolución de coberturas obtenido, permitieron analizar la heterogeneidad y definir patrones característicos. De manera general, Chabreck (1988) describe la distribución de la vegetación de las marismas como franjas de especies con tolerancias similares a la inundabilidad y la salinidad que se encuentran paralelas a la costa. En este caso se definió un gradiente en el cual se encontró *Sa. ambigua* en la zona intermareal en la zona más cercana a la costa. A continuación, en un escalón más elevado se encontró *Sp. ambigua*. El reemplazo de *Sa. ambigua* por *B. maritimus* en las márgenes hacia el final de la Ría Ajó indicaría un cambio en las condiciones ambientales en ese sector.

A escala local se definieron patrones en cada Unidad del paisaje relacionados con gradientes topográficos. La Unidad A, en conexión directa con el estuario y compuesta por los depósitos de sedimentos más recientes fue mayormente clasificada con *Sa. ambigua* expuesta a condiciones de inundabilidad diaria. Esta especie es tolerante a cortos periodos de inmersión por lo que se encuentra frecuentemente en la zona media del intermareal (Cagnoni & Faggi, 1993; Davy et al., 2006; Isacch et al., 2006). En marismas de Scolt Head Island, Norfolk, se encontró a *S. perennis* en elevación entre 1.98 m a 2.42 m ODN (Ordnance Datum Newlyn) que representa un rango de 570–375 sumergimientos de mareas por año (Davy et al., 2006).

Las características de esta especie, que incluyen la capacidad de acumular sales en vacuolas, la hacen tolerante a un amplio rango de salinidad y la ubican en zonas con alto aporte de sales y de inundabilidad moderada (Adam et al., 2005). Además, Davy et al. 2006 definen a *Sa. ambigua* como una halófito confinada a marismas salinas pero que no se encuentra en niveles por encima de mareas altas extraordinarias. En este sentido, sería necesario establecer con mayor precisión y cuantitativamente la frecuencia de inundación a la que es sometida en el área de estudio.

El patrón de la Unidad B fue parecido a la Unidad A en términos de presencia y dominancia de *Sa. ambigua* en las zonas intermareales. Por otra parte, se destacó la presencia de *C. selloana*. Si bien esta especie no ha sido reportada como dominante en marismas, es nativa de Sudamérica y tiene la capacidad de desarrollarse en ambientes salobres. Bacchetta, Dettori, Mascia, Meloni, & Podda (2010) reportaron una notable capacidad de esta especie para tolerar salinidad durante la etapa de germinación y establecimiento de las plántulas. Por su parte Grossinger, Cohem, & Collins (1998) indican que, aunque se encuentra comúnmente justo por encima de la línea de marea alta, tiene el potencial de establecerse en zonas más bajas.

La dominancia de *B. maritimus* en la Unidad C y su presencia aun en extensiones de menor magnitud en la Unidad D indican la capacidad de esta especie para desarrollarse en ambientes restrictivos de alta salinidad e inundabilidad. Se ha encontrado que esta especie puede crecer en aguas de hasta 90 cm de profundidad (Costa, 1998; Dykyjová, 1986). Además, ha sido reportada en marismas salobres y de agua dulce (Charpentier & Stuefer, 1999; Clevering & Hundscheid, 1998) lo que indica que tiene tolerancia a cierto rango de salinidad. Lillebø et al. (2003) estudiaron la supervivencia de esta planta a diferentes niveles de salinidades y concluyeron que fueron capaces de tolerar una alta salinidad solo por períodos cortos. La ausencia de *B. maritimus* en las unidades del paisaje más cercanas a la costa indicaría que no tiene la capacidad de desarrollarse en ambientes muy restrictivos.

Por último, en la Unidad E se ha descrito un patrón de dominancia de *Sp. ambigua* y en una posición topográfica superior *C. selloana* junto a especies características del pastizal pampeano. La posición en el gradiente de elevación de *Sp. ambigua* es consonante con estudios realizados en marismas de Estados Unidos y España que localizan a *Sp. ambigua* en elevaciones medias y altas de las marismas costeras, y rara vez en la zona intermareal baja (Jesús M Castillo et al., 2005; Kittelson & Boyd, 1997; Nieva et al., 2001) Sin embargo la presencia de *Sp. ambigua* en las Unidades del paisaje cercanas a la costa indicarían su capacidad para desarrollarse también en la zona intermareal sometida con mayor frecuencia a la inmersión por mareas. De hecho, González Trilla, De Marco, Marcovecchio, Vicari, & Kandus (2010) han indicado

que las comunidades de esta especie se inundan entre el 9,4% y el 22,3% en las marismas costeras de Mar Chiquita (provincia de Buenos Aires). Finalmente, el aumento en la riqueza de especies, en este caso del pastizal pampeano, a medida que aumenta el nivel topográfico y disminuye la inundabilidad es un proceso determinado por la competencia interespecífica. Si bien la vegetación presente en las marismas tiene una alta tolerancia a germinar y crecer en condiciones de alta salinidad, al igual que todas las plantas se desarrolla mejor con baja salinidad. Sin embargo, ante la mejora en las condiciones ambientales, las plantas de marismas son menos competitivas y por eso se ven desplazadas por otras especies (Chabreck, 1988).

**CAPÍTULO 3. LAS COMUNIDADES VEGETALES
DE LAS MARISMAS DE SAMBOROMBÓN
COMO INDICADORAS DE CONDICIONES
AMBIENTALES**

*La ciencia y la tecnología son los cimientos desde donde construir una nación
prospera e igualitaria.*

3. LAS COMUNIDADES VEGETALES DE LAS MARISMAS DE AJÓ-SAMBOROMBÓN COMO INDICADORAS DE CONDICIONES AMBIENTALES.

En este capítulo se establece si las comunidades vegetales pueden ser utilizadas como indicador de las condiciones ambientales de las marismas de Ajó-Samborombón. Para esto se determinó la relación entre las principales comunidades vegetales y las condiciones ambientales en las cuales se encuentran presentes.

3.1 INTRODUCCIÓN

3.1.1 Las comunidades vegetales como indicadoras de las condiciones ambientales de las marismas

La presencia y estado de las comunidades vegetales son emergentes de diversos factores biogeográficos y ecológicos (Begon, Harper, & Townsend, 1999). En ambientes sometidos en forma sostenida a disturbios o condiciones de estrés, sería esperable que estas comunidades estén asociadas en cada sitio a factores fisicoquímicos particulares, y que puedan ser usadas como bioindicadores de los patrones de cambio espaciales y temporales en las marismas costeras (Zonneveld, 1983).

Entre las principales ventajas de utilizar a la vegetación como bioindicador se encuentran: 1) la ocurrencia de las especies es el resultado de la combinación de diferentes valores de las variables ambientales que fluctúan en tiempo y espacio y por eso no pueden ser medidas fácilmente, 2) Las mediciones directas de las variables ambientales requieren del uso de equipamiento particular lo que conlleva a mayores gastos de tiempo y dinero en comparación con simples observaciones florísticas y/o mapeo a partir de sensores remotos y 3) A falta de datos pasados de las variables ambientales, los bioindicadores se transforman en una herramienta que nos permite evaluar cambios en las condiciones ambientales (Diekmann, 2003).

En el caso de las marismas, la presencia y distribución de las comunidades vegetales están en general determinadas por gradientes ambientales que son el resultado de factores fisicoquímicos y bióticos como la inundación por las mareas, la salinidad y a medida que aumenta el gradiente topográfico, por las interacciones entre especies (Ungar, 2001). En particular, la elevación del terreno y la inundabilidad son los principales factores que condicionan la distribución de las plantas halófitas (Adam, 1990; Bertness, 1998; Rasser, Fowler, & Dunton, 2013). De hecho, el tiempo de

inmersión y la frecuencia de inundación dependen directamente de la elevación de las superficies y del patrón de las mareas (Adam, 1990).

En términos prácticos es posible dividir las marismas en dos zonas. La zona superior o alta es inundada irregularmente y su límite superior está condicionado por el alcance de la inundación producida por las mareas altas extremas o condiciones de tormenta (Greulich, 1978; A.A Porro & Weidener, 1982; Thomas, 1983). Se caracteriza por presentar, al menos, diez días de exposición atmosférica continua. La zona inferior o baja es inundada diariamente, su extensión está acotada a los límites de influencia del régimen de inundación de las mareas diarias (alta y baja). En su límite inferior (cercano al mar o estuario) las inundaciones periódicas pueden llegar a limitar el establecimiento y crecimiento de numerosas especies ya que debe existir un período de al menos dos o tres días continuos de exposición atmosférica para que las semillas puedan germinar. Las especies dominantes de las marismas se encuentran distribuidas espacialmente en cada una de estas zonas. *S. alterniflorus* se encuentran en la zona intermareal que es inundada por todas las mareas altas, en tanto que *Sp. densiflorus* y *Sa. ambigua* se encuentran en niveles superiores de la zona intermareal, con períodos de exposición más prolongados (Adam, 1990; Chapman, 1960; West, 1977). Muchos autores sugieren que este patrón de zonación se deriva probablemente de las restricciones fisiológicas producidas por el ambiente hipersalino y anóxico derivados de la inundabilidad de las áreas (Alejandro Bortolus, 2006; C, Grant, & Bertness, 2005; J M Castillo et al., 2000; Kittelson & Boyd, 1997; Nieva et al., 2001) o incluso por los disturbios producidos por la acción mecánica del oleaje.

En función de esta zonificación, a escala del paisaje se observa un gradiente ambiental mar-tierra o estuario-tierra, donde es posible detectar diferentes niveles de inundación reflejados por las comunidades vegetales presentes. En cada uno de los niveles de encuentran franjas de vegetación paralelas entre sí. Si bien este patrón se mantiene en gran parte del paisaje de marisma en algunos lugares puede no ser tan claro y la marisma está constituida por un mosaico de parches que corresponden a distintos tipos de vegetación, aunque determinado por las características ambientales.

La topografía es el factor determinante en la inundabilidad que por lo sutil juega un papel fundamental en la expresión y distribución espacial de las comunidades vegetales y la susceptibilidad frente a procesos de cambios en el balance hídrico, ascenso del nivel del mar y frecuencia de tormentas derivados del cambio climático. Pequeñas variaciones topográficas se traducen en cambios sustanciales de la composición vegetal específica en relación a la condición de inundabilidad y permanencia de las aguas sobre el terreno.

Como resultado de la interacción entre frecuencia y duración de las inundaciones y la elevación se observa la zonación de la vegetación en la que cada zona tiende a moverse vertical y horizontalmente en respuesta a los cambios en el nivel del agua y los factores de estrés asociados (Hayden, Santos, Shao, & Kochel, 1995). Además de las limitaciones en el crecimiento de la vegetación por inmersión, el gradiente de elevación (inundación) también puede afectar directamente las condiciones del sustrato, como la salinidad. Por lo tanto, elevación, inundación y salinidad son factores más importantes que regulan la distribución de los halófitas.

De esta manera las comunidades vegetales reflejarían las condiciones ambientales imperantes y es esperable que ante cambios en el ambiente se observe una respuesta por parte de las comunidades vegetales. Para establecer estrategias de monitoreo es necesario contar con indicadores ambientales que sean fácilmente observables y se puedan mapear para analizar su cambio a lo largo del tiempo.

3.1.2 OBJETIVOS

Los objetivos de este capítulo son:

- 1) Establecer si existe una relación entre la presencia/ausencia de las comunidades vegetales y las condiciones ambientales.
- 2) Establecer si existe una relación entre las características biofísicas de las comunidades vegetales y las condiciones ambientales.
- 3) Cuantificar la elevación a la que se encuentran las comunidades vegetales

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1 Muestreo a campo/Determinación de variables ambientales a campo.

Los relevamientos a campo se llevaron a cabo durante 3 años sucesivos (2014-2017) en el verano. El área muestreada incluyó el Parque Nacional Campos del Tuyú y las zonas aledañas al puerto de General Lavalle. Se realizó un diseño estratificado por las unidades de paisaje (ver Capítulo 2). En cada unidad se eligieron al azar, pero limitado por la accesibilidad de los sitios, 10 parcelas de 1m x 1m de cada comunidad vegetal dominante de las marismas: *Sarcocornia ambigua*, *Sporobolus densiflorus* y *Bolboschoenus maritimus*. Cada parcela se instaló a más de 10 metros de cualquier parcela adyacente para evitar la autocorrelación espacial (Schlesinger, Raikes, Hartley, & Cross, 1996). En total se obtuvieron 112 muestras (Fig. 3. 1).

En cada parcela se determinó la biomasa fresca verde y seca, cobertura, composición florística y altura de la vegetación. La abundancia-cobertura fue estimada por el método de visual de Braun-Blanquet (1932).

Al mismo tiempo en cada parcela, se tomaron muestras de suelo de aproximadamente 200 gramos a 10 cm de profundidad. Las muestras fueron tomadas en condiciones de marea baja para eliminar la influencia de esta.

3.2.2 Análisis de suelo

En cada una de las 112 muestras de suelo, se determinó contenido de materia orgánica, pH y conductividad eléctrica. Para realizar los análisis las muestras se secaron al aire libre y luego se pasaron por un tamiz con una malla de 2 mm. El contenido de materia orgánica se determinó por el método de ignición (Dean, 1974) que consiste en medir la diferencia en el peso de la muestra (10 g) antes y después del calentamiento a horno a 105 y 550° respectivamente. El pH y la conductividad eléctrica se midieron en extracto sobre una solución 1:5 de suelo y agua (L. . Richards, 1954). Las muestras se agitaron mecánicamente 15 minutos, se dejaron en reposo 1 hora y luego se agitaron nuevamente 5 minutos. El pH y la conductividad eléctrica se midieron con una sonda multiparamétrica Hach Sension 156.

3.2.3 Análisis de datos y estadísticos

En primer lugar, se realizó un análisis exploratorio de las unidades del paisaje en función de las características ambientales y biofísicas de la vegetación. Para evaluar diferencias entre variables se realizaron análisis de varianza (ANOVA) y se consideraron significativos los valores de $p < 0,05$.

Para cuantificar y modelar las asociaciones entre las condiciones ambientales y las variables biofísicas de la vegetación estudiadas se utilizaron regresiones múltiples. Se realizaron análisis de correlación para descartar correlación entre las variables explicativas. Para presencia y ausencia de especies (variable dicotómica) se ajustó un Modelo Lineal Generalizado (GLM) con una distribución binomial. Para las otras variables cuantitativas se asumió una distribución gaussiana y se comprobaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Las variables explicativas se centraron, estandarizaron y fueron ajustadas en modelos univariados individualmente. Para descartar la sobredispersión se cotejó que la proporción entre los entre los grados de libertad de desviación residual y la nula fueron inferiores a 1,5.

Los análisis estadísticos se realizaron con paquetes específicos en el entorno del software libre R (R Core Team, 2014).

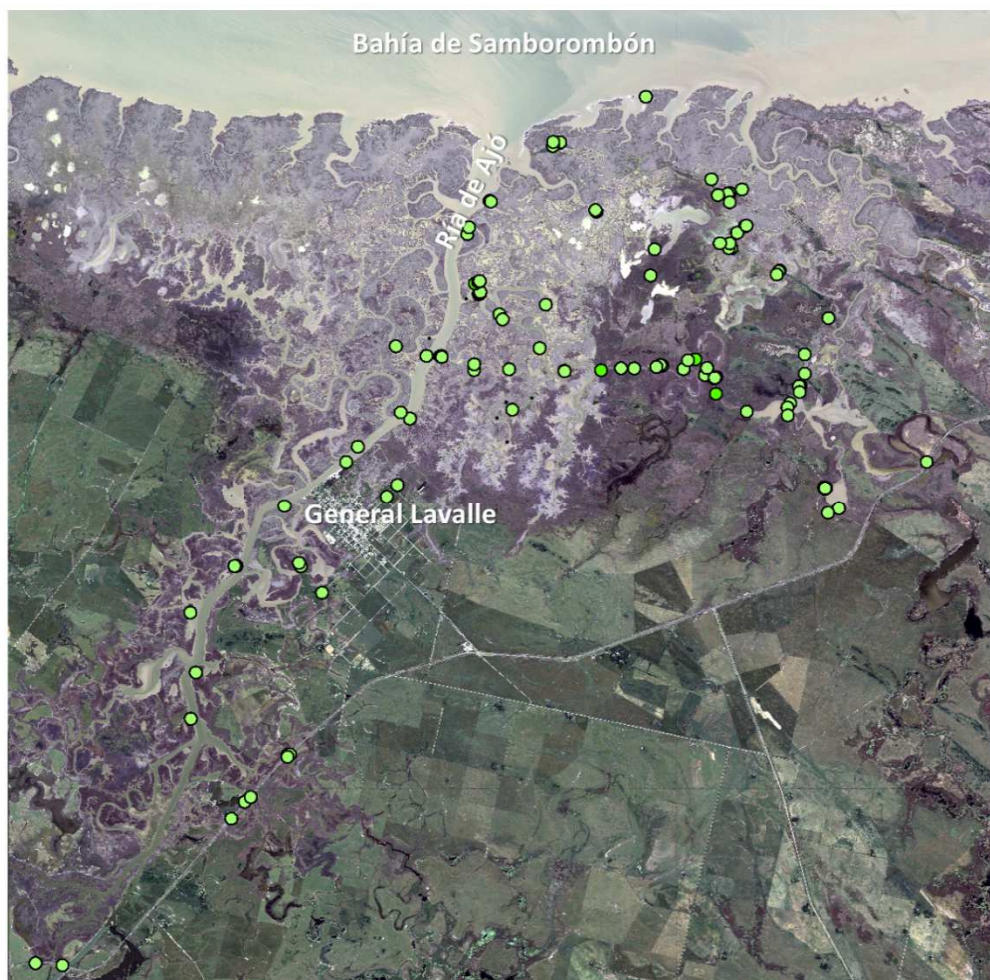


Fig. 3. 1. Puntos de muestreo para las 3 comunidades vegetales preponderantes de las marismas de Ajó-Samborombón.

3.2.4 Determinación de la elevación de las principales comunidades vegetales.

En cada unidad del paisaje se establecieron a priori 5 transectas dispuestas atravesando el gradiente topográfico principal (de longitud variable según la accesibilidad) que incluyeran las principales comunidades vegetales de las marismas: *Sa. ambigua*, *Sp. densiflorus* y *B. maritimus*.

Sobre el inicio y final de cada una se midió la posición con un GPS diferencial, propiedad de CONAE. Cada uno de los puntos fue amojonado. El GPS diferencial consta de una base fija y un receptor. La base se ubicó en un lugar fijo, de manera tal que el punto de muestreo más alejado se encontró en el radio de alcance de la antena.

Se adquirieron las coordenadas X, Y, Z. El dato que se registró consta de las coordenadas en el sistema de referencia y proyección definida. La precisión relativa de la medición es de 2 cm aproximadamente con respecto a la base en las tres componentes. La toma y el postprocesamiento de los datos para obtener las coordenadas verdaderas fueron llevados a cabo por un equipo técnico de CONAE. Posteriormente se introdujeron los puntos amojonados con su posición absoluta en una estación total Spectra Precision® FOCUS® 2 Series y se registraron los datos de la elevación absoluta de cada comunidad en cada transecta (Fig. 3. 2). Se adoptó como criterio marcar el punto de inicio y fin de cada comunidad vegetal.

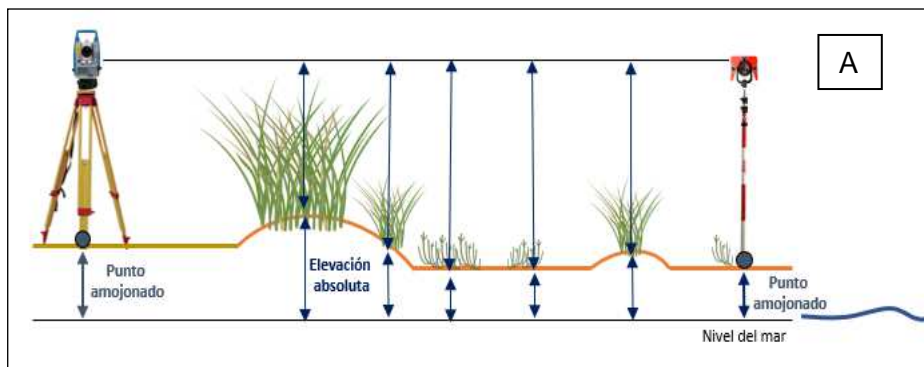


Fig. 3. 2. A) Esquema de la toma de datos con la estación total. B) Transecta típica de las marismas de Samborombón. C) Regulación de la estación total sobre el punto amojonado con el GPS diferencial.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Descripción ambiental de las Unidades del paisaje.

En la Tabla 3. 1 se encuentran las características ambientales de las Unidades del paisaje definidas en el capítulo anterior. La conductividad eléctrica no presentó diferencias significativas entre unidades, sin embargo, las unidades A y E presentaron los valores más altos de conductividad eléctrica. Por otro parte todas las Unidades del paisaje presentaron conductividad eléctrica media mayor a 4 ms/cm.

Con respecto al pH, en todas las Unidades se encontró por encima de 7, lo que indica suelos neutros a neutros ligeramente básicos. Aunque los valores no difirieron significativamente, las Unidades A y B presentaron los pH más elevados y la Unidad D fue la de menores valores de pH pero de mayor variabilidad.

En cuanto a la materia orgánica en el sustrato, la Unidad E tuvo los valores más elevados, presentando diferencias significativas sólo con la Unidad C.

Tabla 3. 1. Variables ambientales de las unidades del paisaje

Variable	Unidad	Media (mediana)	Desvío estándar	Q1	Q3
CE	A	7,17 (5,66)	4,63	5,19	7,23
	B	4,97 (3,69)	3,80	2,66	4,68
	C	4,04 (4,36)	1,32	3,01	5,29
	D	4,28 (3,37)	2,75	2,77	4,63
	E	5,97(5,80)	2,40	4,53	7,01
pH	A	7,66 (7,69)	0,24	7,55	7,85
	B	7,70 (7,77)	0,28	7,49	7,88
	C	7,42(7,42)	0,45	7,20	7,68
	D	7,06 (7,38)	1,01	6,98	7,60
	E	7,21(7,30)	0,39	7,03	7,41
MO	A	8,13 (8,29)	1,15	7,56	8,59
	B	9,09 (7,12)	8,38	6,87	8,13
	C	6,81 (5,85)	3,65	4,44	8,50
	D	8,65 (9,04)	2,51	6,88	9,90
	E	11,47(9,17)	6,06	7,95	12,99

En cuanto a la caracterización de las unidades del paisaje en función de variables de la vegetación (Fig. 3. 3), las unidades A y B tuvieron una cobertura media de alrededor de 20% que difirió significativamente ($p < 0.001$) de las Unidades C, D y E en las cuales la cobertura fue mayor al 40%. La radiación interceptada presentó por un lado A y B con menores valores que C y D, y por su parte la Unidad E que solo se diferenció de la Unidad A. Para la biomasa seca, la Unidad E fue la única que se diferenció de las otras unidades y presentó los valores más elevados de biomasa seca que superaron los 100 g/m^2 ($p < 0.001$). En tanto que la biomasa verde difirió ($p < 0.001$) entre las unidades C y E y las unidades A y B. En la Unidad C la biomasa verde media fue de 25 g/m^2 y en la Unidad E de 52 g/m^2 y E, en las Unidades A y B la biomasa verde media fue de 10 g/m^2 . Por último, la altura presentó dos grupos, por un lado A y B con menores valores de altura que C y D, y por su parte la Unidad E que solo se diferenció de la Unidad C.

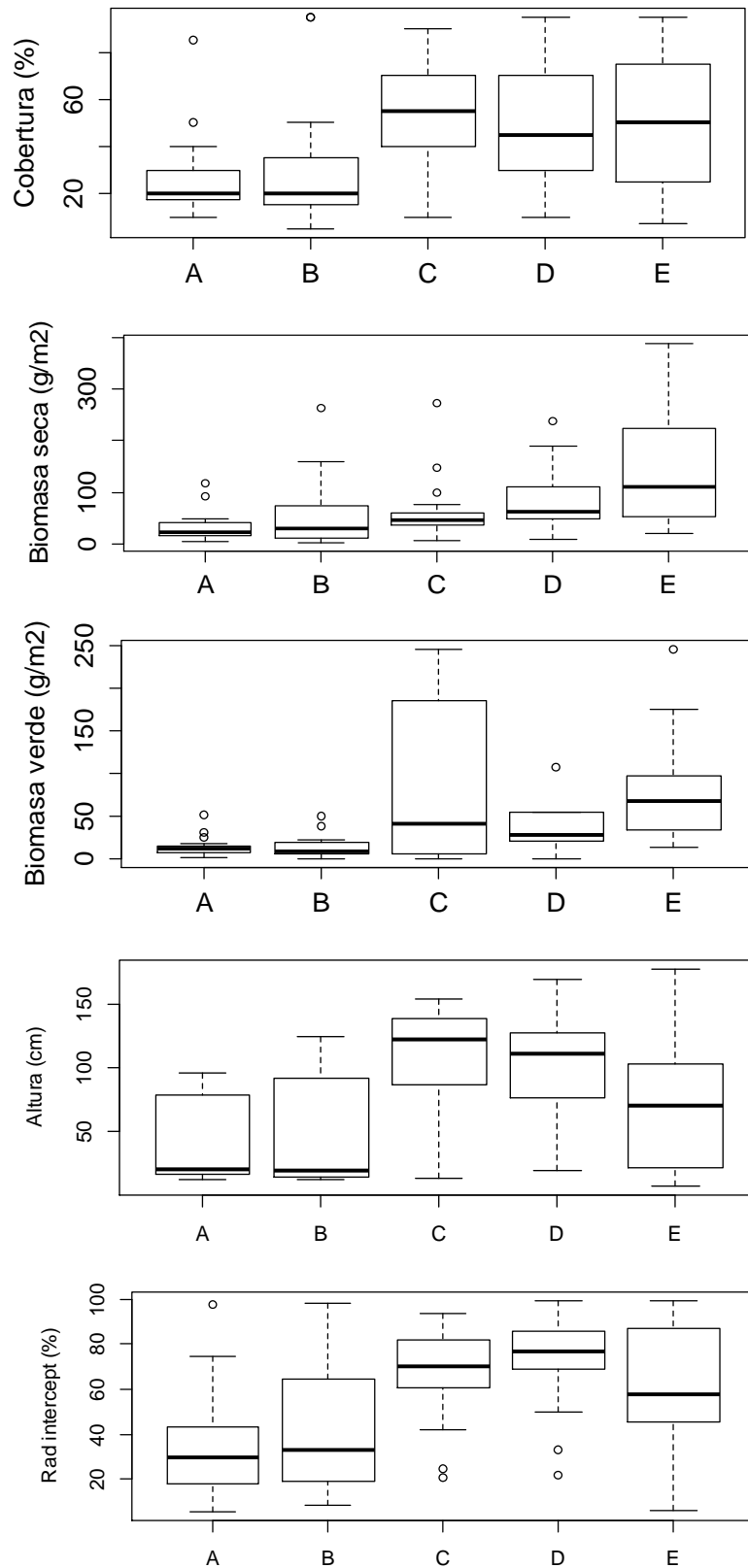


Fig. 3. 3. Variables biofísicas de las comunidades vegetales para las unidades del paisaje.

3.3.2 Descripción de las Unidades del paisaje en función de variables biofísicas de la vegetación.

Las comunidades vegetales se expresaron en términos de sus características biofísicas de manera diferente en las Unidades del paisaje (Fig. 3. 4). En primer lugar, a diferencia de *Sp. densiflorus* y *Sa. ambigua* que se encontrarían presentes en las cinco unidades del paisaje *B. maritimus* sólo se encontró en las unidades C, D y E. *Sa. ambigua* presentó los valores más bajos de cobertura (<40%) en todas las unidades, presentando diferencias significativas con *Sp. densiflorus* en todas menos en la D. Por otra parte, los mínimos valores de coberturas se presentaron en las unidades A y B, donde *Sp. densiflorus* tuvo una cobertura de alrededor de 40 % y *Sa. ambigua* rondó el 20%. El porcentaje de radiación interceptada que es un estimador del LAI, fue de alrededor del 80% para *B. maritimus* y *Sp. densiflorus* y menor a 40% para *Sa. ambigua*.

Para la biomasa seca y la biomasa verde se destacó la Unidad E, con elevados valores para todas las comunidades. Por otra parte, *B. maritimus* tuvo elevado valor de biomasa verde en la Unidad C alcanzando 125 gr/m². La altura si bien fue diferente entre las comunidades no presentó diferencias en la misma comunidad entre unidades del paisaje. Por último, la altura media de *Sa. ambigua* se encontró alrededor de 20 cm en todas las unidades, la de *Sp. densiflorus* alrededor de 80 cm y la *B. maritimus* en 120 cm.

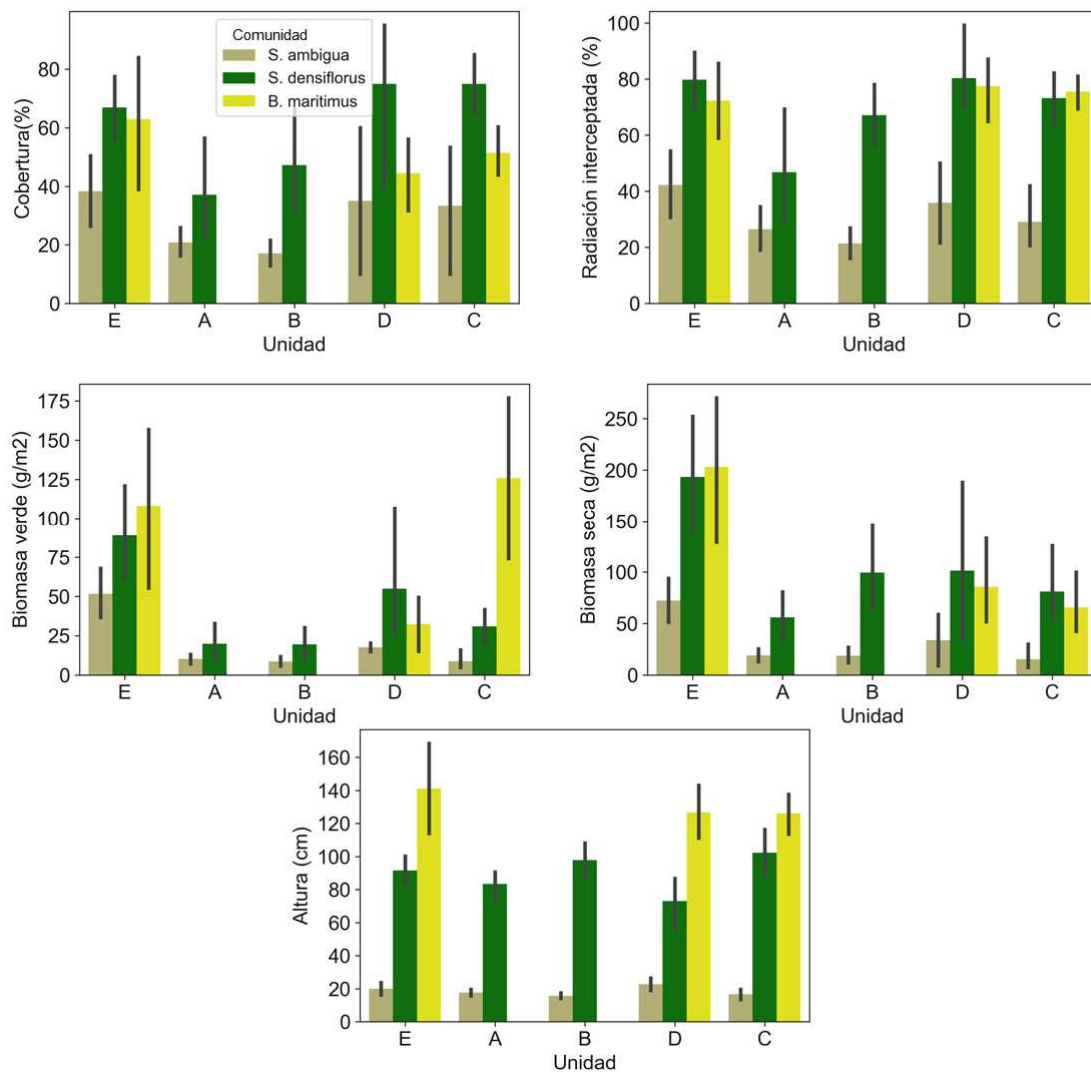


Fig. 3. 4. Variables biofísicas de las comunidades vegetales en función de las unidades del paisaje

Cuando se analizaron las condiciones ambientales en las cuales se encontraron las comunidades vegetales en función de las unidades del paisaje también se observaron diferencias (Fig. 3. 5). En primer lugar la conductividad eléctrica (CE) presentó los mayores valores en la Unidad A para *Sa. ambigua* y los mínimos valores en *Sp. densiflorus* en la Unidad B. Por otra parte cabe destacar que la conductividad eléctrica de ambas comunidades disminuyó de la Unidad A a la B. En la Unidad B, *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* se diferenciaron significativamente, *Sa. ambigua* presentó valores que duplicaron la conductividad eléctrica media de *Sp. densiflorus*. Además *Sa. ambigua* tuvo mayor conductividad eléctrica en la Unidad A que en la E, lo contrario ocurrió en *Sp. densiflorus*. La conductividad de *Sa. ambigua* fue menor en la Unidad C en comparación con la Unidad A y en *B. maritimus* la Unidad C presentó el menor

valor. Con respecto al pH si bien no hubo diferencias entre comunidades en las unidades del paisaje, los valores encontrados tuvieron menor variabilidad con respecto a las otras variables analizadas. En cuanto a la materia orgánica *Sp. densiflorus* presentó los valores más altos en todas las unidades del paisaje con una media de alrededor de 12%, con el mínimo valor en la Unidad A. Finalmente la materia orgánica media fue máxima en la Unidad E para todas las comunidades.

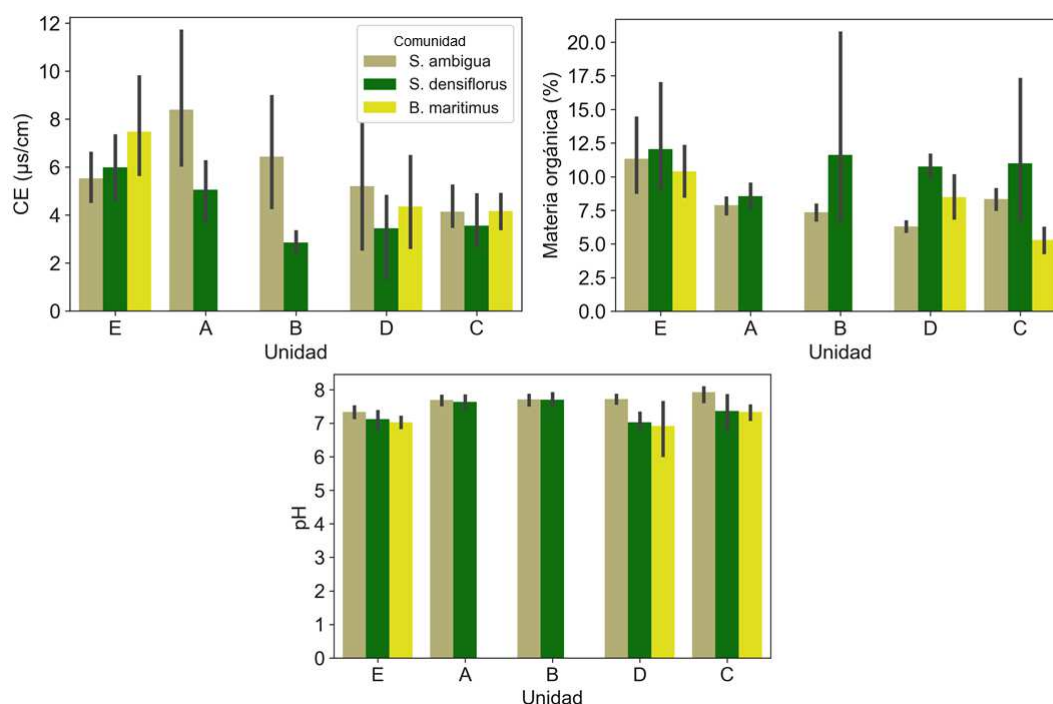


Fig. 3. 5. Variables ambientales del suelo de cada comunidad en las unidades del paisaje.

3.3.3 Modelos lineales generalizados (GLM) para la presencia de las comunidades vegetales como indicadora de condiciones ambientales

En la Tabla 3.2 se resumen los resultados de los mejores modelos lineales generalizados para la presencia de las comunidades de *Sa. ambigua*, *Sp. densiflorus* y *B. maritimus*. Los modelos fueron significativos y explicaron el 28,5; 9 y 45 % respectivamente. La conductividad eléctrica tuvo un aporte significativo en la presencia de *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* aunque en sentido opuesto, esto significa que a mayor conductividad eléctrica más presencia de *Sa. ambigua* y menos de *Sp. densiflorus*. La materia orgánica tuvo un aporte significativo positivo para *Sp. densiflorus*. En tanto que la Unidad de paisaje aportó al modelo que explica la presencia de *B. maritimus* tuvo una importancia sobre el pH y la materia orgánica.

Finalmente, el pH aportó positivamente para la presencia de *Sa. ambigua* y negativamente para *B. maritimus*.

En la Fig. 3. 6 se grafica la presencia y ausencia de las comunidades en función de las variables ambientales que resultaron significativas en los modelos. Se observaron diferencias sutiles en cuanto a las variables ambientales que explicaron la presencia de las comunidades. *Sa. ambigua* estuvo presente en sitios con pH medio por encima de 7,5 y conductividad eléctrica media mayor a 5 ms/cm. En tanto que *Sp. densiflorus* estuvo presente en sitios con conductividad eléctrica media menores a 5 ms/cm y materia orgánica media en sustrato por encima del 10%. En el caso de *B. maritimus* estuvo presente en sitios con pH medio en el sustrato de alrededor de 7, aunque en este caso la variable que más aportó a la presencia de esta comunidad fue la Unidad del paisaje, encontrándose solamente en las Unidades C, D y E.

Tabla 3. 2. Modelos generales generalizables para la presencia de las comunidades vegetales. CE=Conductividad eléctrica, MO=Materia orgánica.

Comunidad	Variables explicativas	AIC nulo	AIC modelo	del Poder explicativo	p-valor
<i>Sa. ambigua</i>	pH (+)	153,26	117,49	28,54%	0,000003
	CE (+)				0,000216
	pH*CE				0,0010
<i>Sp. densiflorus</i>	MO (+)	141,88	133,85	9,00%	0,026177
	CE (-)				0,043037
<i>B. maritimus</i>	pH (-)	121,89	81,81	45,00%	0,0200
	MO (-)				0,0090
	Unidad A				0,0004
	Unidad C				0,0008
	Unidad D				0,0010

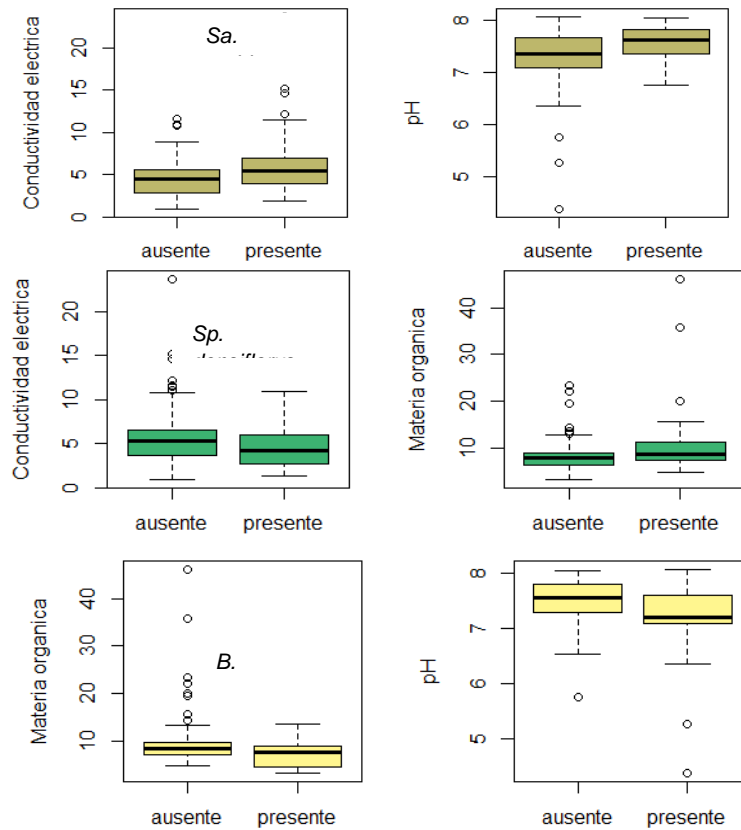


Fig. 3. 6. Variables significativas para la presencia y ausencia de las comunidades.

3.3.4 Modelos lineales generalizados (GLM) para las características biofísicas de las comunidades vegetales como indicadora de condiciones ambientales

En la la Tabla 3.3 se resumen los resultados de los mejores modelos lineales generalizados para las variables medidas en *Sa. ambigua*: resultaron significativos con excepción de la altura y explicaron entre el 41 y 86%. La materia orgánica tuvo un aporte positivo significativo en todas las variables. La conductividad eléctrica aportó negativamente al modelo que explica la biomasa verde en tanto que pH también aportó negativamente tanto a biomasa verde como seca. Además, las unidades A y E aportaron significativamente al modelo de biomasa verde y seca. O sea que presentaron diferencias significativas en esta variable en relación a las otras unidades.

Tabla 3. 3. Modelos generales generalizables para las variables medidas en las comunidades de *Sarcocornia ambigua*. CE=Conductividad eléctrica, MO=Materia orgánica.

Variable respuesta	Variabes explicativas	AIC nulo	AIC del modelo	Poder explicativo	p-valor
Radiación interceptada	MO	420,01	388,98	41%	0,0000001
Cobertura	MO	423,89	376,54	58%	0,0000005
Biomasa Verde	pH	443	355,87	86%	0,000497
	MO				0,0000076
	CE				0,008329
	Unidad A				0,0000001
	Unidad E				0,031030
Biomasa seca	pH	480,65	435,07	65%	0,07623
	MO				0,02251
	Unidad A				0,001
	Unidad E				0,00404

En la Tabla 3.4 se presentan los modelos para *Sp. densiflorus*. Todas las variables biofísicas de esta comunidad fueron explicadas por variables ambientales y el poder explicativo en todos los casos fue mayor a 35%. El mejor modelo fue el que explica la biomasa verde (67%). En líneas generales, las variables que aportaron a todos los modelos fueron pH y conductividad eléctrica en ambos casos de manera negativa, con excepción de biomasa seca. Esta variable fue determinada según el modelo por la variable Unidad E que también aportó a las variables radiación y cobertura. Por otra parte, la Unidad A explicó la altura, la radiación y la cobertura.

Tabla 3. 4. Modelos generales generalizables para las variables medidas en las comunidades de *Sporobolus densiflorus*. CE=Conductividad eléctrica, MO=Materia orgánica.

Variable respuesta	Variables explicativas	AIC nulo	AIC del modelo	Poder explicativo	p-valor
Altura	pH	309,91	291,38	57,17%	0,00532
	CE				0,000006
	Unidad A				0,000001
	Unidad D				0,00412
Radiación	pH	330,83	321,37	45,00%	0,04247
	CE				0,01531
	Unidad A				0,0000001
	Unidad E				0,00745
Cobertura	pH	332,46	318,2	52,7%	0,00512
	CE				0,00322
	Unidad A				0,0000001
	Unidad E				0,04457
Biomasa verde	pH	384,81	350,73	67,15%	0,000008
	CE				0,10541
	pH*CE				0,00927
Biomasa seca	Unidad E	432,24	424,56	35,32%	0,00959

Para *B. maritimus*, los modelos se muestran en la Tabla 3.5. Todas las variables biofísicas de esta comunidad fueron explicadas por variables ambientales y el poder explicativo en todos los casos fue mayor a 25%. El mejor modelo fue el que explica la biomasa seca (53%). En líneas generales, la variable que aportó a todos los modelos fue el pH y la conductividad eléctrica solamente para la biomasa verde.

Tabla 3. 5. Modelos generales generalizables para las variables medidas en las comunidades de *Bolboschoenus maritimus*. CE=Conductividad eléctrica, MO=Materia orgánica.

Variable respuesta	Variables explicativas	AIC nulo	AIC modelo	del Poder explicativo	p-valor
Altura	pH	265,68	251,81	47,18%	0,000135
	pH ²				0,000103
Radiación	pH	233,32	225,49	38,90%	0,00940
	pH ²				0,00933
	pH*pH ²				0,01256
Cobertura	pH	250,92	245,63	33,18%	0,0312
	pH ²				0,0297
	pH*pH ²				0,0448
Biomasa verde	CE	288,38	285,37	25,32%	0,0472
	pH				0,0264
Biomasa seca	pH	330,35	314,72	53,81%	0,00350
	pH ²				0,00314
	pH*pH ²				0,00602

3.3.5 Análisis de la elevación

Si bien la elevación es una variable explicativa para la presencia/ausencia de las comunidades vegetales y de sus características biofísicas, fue medida en otra campaña debido a que los puntos no coincidieron con el apartado anterior y en consecuencia se analizaron individualmente.

En cuanto a la elevación, los resultados obtenidos fueron una serie de puntos acotados de altura sobre el nivel del mar para la zona sur de las marismas de Ajó-Samborombón. Con respecto a la comparación de la elevación en cada unidad del paisaje (Fig. 3. 7). La Unidad E tuvo una elevación media de 2,81 msnm y es significativamente más elevada que las restantes unidades que tienen menos de 1 msnm. Por otra parte, las Unidades C y D se diferenciaron de B.

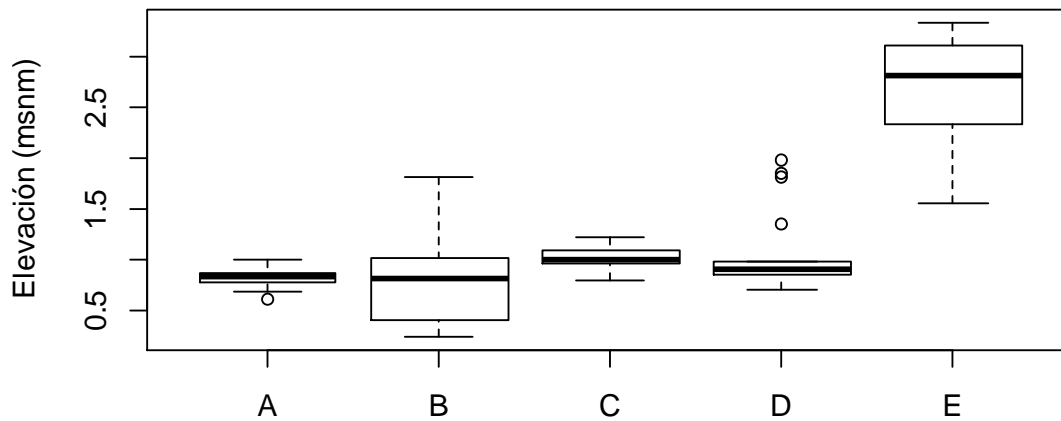


Fig. 3. 7. Elevación a la que se encuentra cada Unidad del paisaje

En cuanto a la elevación media en la que se encuentran las comunidades vegetales (Fig. 3. 8), se puede decir que *Sp. densiflorus* se encontró a 1,86 msnm mientras que *B. maritimus* y *Sa. ambigua* se encontraron a 0,97 y 1,08 msnm respectivamente, difiriendo significativamente de *Sp. densiflorus*.

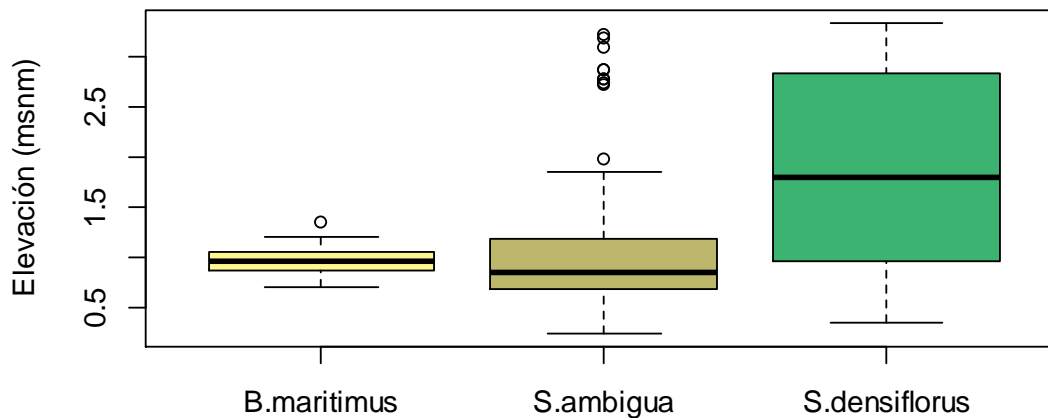


Fig. 3. 8. Elevación a la que se encuentran las comunidades vegetales.

Las unidades A y B presentaron un patrón similar con la presencia de *Sa. ambigua* en las partes bajas de las marismas y *Sp. densiflorus* en una posición levemente más elevada (**Fig. 3. 9**). Si bien las diferencias fueron significativas solamente en la Unidad A, en la Unidad B también se observaron diferencias aunque estas fueron significativas ($p=0,07$).

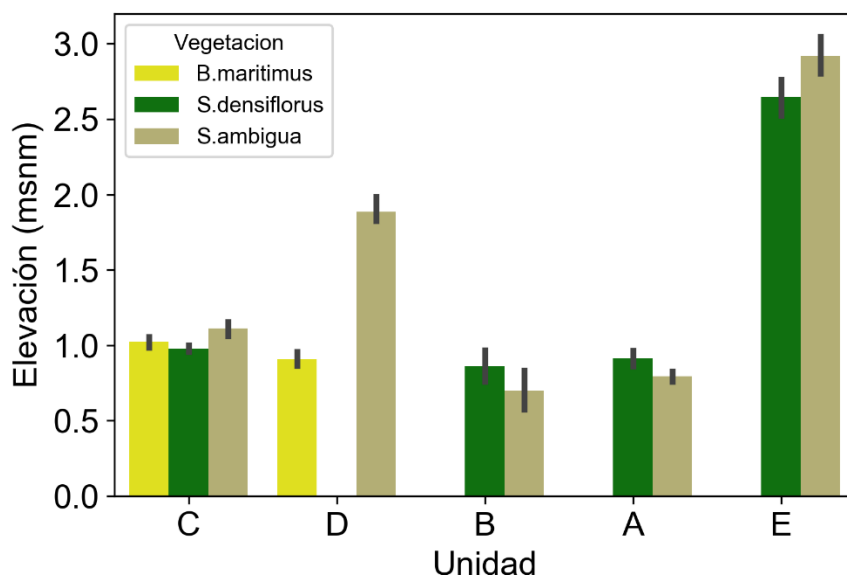


Fig. 3. 9. Elevación de las comunidades vegetales en cada Unidad del paisaje

En la Unidad E se observó la presencia de comunidades tanto de *Sp. densiflorus* como de *Sa. ambigua* que no presentaron diferencias significativas.

Las unidades C y D presentaron un patrón similar, en el cual *Sa. ambigua* fue la comunidad que se encontró en las posiciones más elevadas, diferenciándose significativamente en la elevación con respecto a las comunidades de las porciones más bajas. En el caso de la Unidad C las posiciones más bajas fueron ocupadas por *B. maritimus* y *Sp. densiflorus* que no se diferenciaron significativamente entre ellas mientras que en la Unidad D las posiciones más bajas fueron ocupadas por *B. maritimus*.

3.4 DISCUSIÓN

Las unidades del paisaje presentaron diferencias en sus características ambientales. En cuanto a la conductividad eléctrica las unidades A y B presentaron los valores más altos. Esto está directamente relacionado con su cercanía a la costa. La principal fuente de salinidad en el sustrato de las marismas es la inmersión por mareas. Esto se traduce en que la zona más cercana a la costa tiene un alto contenido de sales que decrece gradualmente a medida que aumenta la topografía y disminuye la influencia de las mareas en conjunto con la remoción de sales por efecto de las lluvias (Callaway, Jones, Ferren Jr., & Parikh, 1990; Chabreck, 1988).

Al contrario que la conductividad eléctrica el contenido de materia orgánica aumenta con la distancia esto se refleja en particular en la Unidad E que se encuentra hacia el interior del continente. La exposición de suelos al oxígeno durante las mareas bajas

facilita la descomposición de la materia orgánica, y dado que el rango de mareas es mayor cerca de la costa la exposición del suelo y en consecuencia la descomposición es menor. Por otro lado, hay un efecto mecánico de las mareas que remueve materia orgánica de la superficie de la marisma (Chabreck, 1988).

En cuanto a las características propias de la vegetación, se determinó menor cobertura y biomasa verde también en las unidades cerca de la costa. Esto se debe a que la inundación por las mareas conduce a la disminución de oxígeno del sustrato que resulta en condiciones anaeróbicas (Ponnamperuma, 1984). Cuando las plantas están completamente sumergidas, disminuye la luz, O₂, y los niveles de CO₂ restringen la fotosíntesis (Colmer & Flowers, 2008). El crecimiento de las plantas es entonces restringido lo que se refleja en plantas de menor crecimiento en la zona intermareal. En la misma línea, Dunton, Hardegree, & Whittedge (2001) describen que el suelo desnudo se incrementa gradualmente con la disminución de la elevación debido al menor crecimiento y supervivencia de las plantas en las zonas más bajas.

La presencia de *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* en todas las unidades a diferencia de *B. maritimus*, aún con diferencias en las variables estructurales de la vegetación indicarían mayor rango de tolerancia en cuanto a variabilidad ambiental de las primeras dos especies. Por otro parte, las diferencias en su cobertura y biomasa en particular en el caso de *Sa. ambigua*, que presenta los menores valores en ambas variables se deben en parte a la fisiomonia de la plantas, pero también a las adaptaciones que poseen. Si bien estas adaptaciones les permiten vivir en condiciones adversas, también tiene un alto costo energético. En el caso de *Sa. ambigua* es una suculenta perenne con raíz poco profunda (principalmente <15 cm) con una amplia tolerancia a las condiciones edáficas, y aunque tiene la capacidad de oxigenar sus raíces, es sensible a las inundaciones (Mac Donald, 1977). Pennings & Callaway (1992) la han situado en marismas de Carpintería (Estados Unidos), tanto en posiciones bajas como altas dentro del gradiente topográfico pero con mayor crecimiento en este último. De manera similar *Sp. densiflorus* ha sido descrita por su alta versatilidad fisiológica y morfológica para tolerar salinidad y sumersión colonizando las marismas bajas, medias y altas (Jesús M Castillo et al., 2005; Mateos-Naranjo et al., 2008; Redondo-Gómez et al., 2011).

Por otra parte la dominancia de *B. maritimus* en la unidad C, hacia el interior de los estuarios donde se presenta menor conductividad, indicaría que esta especie crece mejor en ambientes salobres. De hecho ha sido reportada por Peláez et al. (1998) y otros (Karagatzides & Hutchinson, 1991) como una especie presente en ambientes salobres.

Los modelos explicativos para la presencia de las comunidades vegetales fueron significativos. La conductividad eléctrica tuvo un aporte significativo en la presencia de *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus* aunque en sentido opuesto. Esto se debe a que *Sa. ambigua* como se mencionó anteriormente, presenta adaptaciones para vivir en condiciones adversas que incluyen la acumulación de sales en vacuolas que les permite localizarse en ambientes con muy altas concentraciones de salinidad (Adams *et al.* 2008). En este sentido, en las marismas de Bahía Blanca se encuentra presente en el estuario interior donde los suelos se vuelven hipersalinos (Negrin, Pratolongo, de Villalobos, Botté, & Marcovecchio, 2015). *Sp. densiflorus* por su parte si bien es una halófito no sería tolerante a concentraciones tan elevadas de sal. La materia orgánica tuvo un aporte significativo positivo para *Sp. densiflorus*, en este caso se presenta un efecto de retroalimentación entre la abundancia de materia orgánica en el suelo y la presencia de *Sp. densiflorus*, esto es que mejores condiciones ambientales implican mayor crecimiento de la planta y por ende aumenta el aporte de materia orgánica al suelo tanto desde la hojarasca como desde las raíces muertas de las plantas. Como consecuencia se generan mejores condiciones ambientales para el crecimiento de esta comunidad (G González Trilla, 2010).

La Unidad de paisaje aportó al modelo que explica la presencia de *B. maritimus*. Esto se relaciona con la presencia de esta comunidad en localizaciones más protegidas y alejadas de la costa. Esto podría indicar que variables como la circulación del agua podrían estar relacionadas con la presencia de *B. maritimus* pero que no fueron medidas en este trabajo. El pH aportó positivamente para la presencia de *Sa. ambigua* y negativamente para *B. maritimus*. En el caso de *Sa. ambigua* se localiza como especie dominante del paisaje en regiones cercanas a la costa, caracterizada por la presencia de depósitos de conchillas que tienen carbonato de calcio que alcalinizan el pH.

Por último, en ambientes neutros ligeramente básicos el aporte negativo de pH en la presencia de *B. maritimus* estaría indicando mayor presencia en suelos más cercanos a pH neutro.

En cuanto a los modelos que explicaron las características biofísicas de *Sa. ambigua*, la materia orgánica tuvo un aporte positivo en todas las variables. No obstante *Sa. ambigua* se desarrolla en suelos pobres con escaso o nulo desarrollo (Alonso & Crespo, 2008), responde positivamente al aumento en el contenido de materia orgánica en el sustrato. Esto se ve reflejado en un incremento de todas las variables estructurales de la vegetación (radiación interceptada, cobertura y biomasa total). La conductividad eléctrica aportó negativamente a la biomasa verde esto significa que, a mayor conductividad, menor biomasa verde. Si bien tiene adaptaciones que le

permiten vivir en condiciones restrictivas de alta salinidad (por ej.: succulencia), crece mejor en términos de biomasa verde en suelos menos salinos. El tanto que pH también aporta negativamente tanto a la biomasa total (verde y seca) lo que indica menor crecimiento con mayor pH más elevado. Si bien estas comunidades crecen en sitios con pH elevado que corresponden a sitios más cercanos a la costa, en términos de biomasa tiene mayor crecimiento a pH que tienden a neutros ligeramente básicos. Además, las unidades A y E presentaron diferencias significativas en la biomasa verde y seca de acuerdo al modelo. Esto se debe a que en condiciones menos restrictivas como la que se presentan en la Unidad E, tienen mayor crecimiento.

En el caso de *Sp. densiflorus*, todas las variables biofísicas de esta comunidad fueron explicadas por variables ambientales. Las variables que aportaron a todos los modelos fueron pH y conductividad eléctrica en ambos casos de manera negativa con excepción de biomasa seca. Esto se debe a que *Sp. densiflorus* crece en mayor medida en sitios con pH más cercanos a neutralidad y conductividad eléctrica más baja. Estas características se maximizan en la Unidad E y son lo opuesto en la Unidad A. Por otra parte, el aporte de la Unidad E a la biomasa seca se relaciona con que esta Unidad no está influenciada por el régimen de mareas, entonces no hay efecto mecánico del oleaje que remueva y exporte biomasa seca del sistema (Gabriela González Trilla et al., 2010).

Para *B. maritimus* el mejor modelo fue el que explica la biomasa seca (53%). En líneas generales, la variable que aportó a todos los modelos fue el pH de manera positiva y la conductividad eléctrica solamente en la biomasa verde. Es decir, a menor pH mayor crecimiento de *B. maritimus* lo que indicaría una preferencia de esta especie a pH en el sustrato neutro y menores conductividades en relación a las encontradas en estos ambientes. De hecho, esta especie ha sido reportada en marismas salobres (Charpentier & Stuefer, 1999). Lillebø, Pardal, Neto, & Marques (2003) han reportado mayor crecimiento de *B. maritimus* es condiciones de alto pH.

La elevación es un factor clave para la comprensión de los sistemas de marismas debido a su relación directa con la inundabilidad. En este trabajo se determinó que la Unidad E presentó una elevación de más de 2,8 msnm significativamente diferente y por encima de las otras unidades. Una posible hipótesis podría ser que esta diferencia se deba a la presencia de mantos arenosos de origen eólico que se encuentran ocasionalmente en la costa y tienen una elevación de 2,5 metros (Carol et al., 2009). Además, en relación a la elevación en las que se encuentran las comunidades vegetales se observó que las unidades A y B presentaron un patrón similar con la presencia de *Sa. ambigua* en las partes bajas de las marismas y *Sp. densiflorus* en una posición levemente más elevada. Aunque esta diferencia no fue significativa en la

Unidad B. Stribling, Cornwell, & Glahn (2007) indican que el efecto de las mareas y la formación de canales influyen las características topográficas de las marismas distribuyendo irregularmente los sedimentos. El resultado de esta heterogenidad son variaciones microtopograficas que en consonancia con este trabajo se ven reflejados en cambios abruptos en las comunidades vegetales. De acuerdo a Varty & Zedler (2008) estos cambios podrían aumentar el estrés de inmersión en las plantas.

Las unidades C y D presentaron similares patrones, con *Sa. ambigua* en las posiciones más elevadas. En la Unidad C las posiciones más bajas fueron ocupadas por *B. maritimus* y *Sp. densiflorus*. Nuevamente *Sa. ambigua* se presenta como una especie con amplios rangos de tolerancia ya que se presenta tanto en posiciones bajas de las marismas expuestas a condiciones de inundabilidad diaria como en posiciones topográficas elevadas con escasa o nula inundación pero con condiciones edáficas de alta salinidad. De acuerdo a Redondo-Gómez et al. (2011) y otros (Davy et al., 2006; Ungar, 2001) las especies del género *Sarcocornia* se encuentran en marismas, manglares y desiertos donde su ocurrencia se debe principalmente a las condiciones de salinidad e inundabilidad del ambiente que son los factores principales que determinan la germinación y el establecimiento de la planta.

**CONCLUSIONES GENERALES Y
CONSIDERACIONES FINALES**

Sin Ciencia no hay Soberanía.

CONCLUSIONES

Los resultados de esta tesis permiten establecer vínculos entre la teledetección y la expresión espacial y variables biofísicas de las principales comunidades vegetales que tendrían carácter indicador ambiental de las marismas costeras de Ajó-Samborombón, en la Provincia de Buenos Aires. Los resultados constituyen un aporte concreto para entender la heterogeneidad y el funcionamiento del sistema, y establecer criterios de inventario y monitoreo de los humedales a escala local y de paisaje, en el marco de los actuales procesos de uso de la tierra y cambio climático. En este sentido, se pudieron caracterizar y diferenciar las firmas espectrales de las principales comunidades vegetales y se generó un mapa de alta resolución espacial en el que se describieron los patrones a dos escalas del paisaje de las marismas de Ajó-Samborombón. La calibración de las mediciones locales de la vegetación natural, particularmente en humedales, con las observaciones de sensores remotos aporta un enfoque poco explorado en nuestro país en este tema, permitiendo incorporar en forma explícita una dimensión espacial al análisis de las comunidades de marismas costeras. Hacia el final de la tesis se estableció el alcance como indicadores de las comunidades vegetales con respecto a las condiciones ambientales en las cuales se desarrollan.

En el **Capítulo 1** la teledetección a campo permitió caracterizar y diferenciar las firmas espectrales de las tres especies dominantes de las principales comunidades vegetales y establecer la relación con variables biofísicas de la vegetación.

Se observó que todas ellas presentan firmas típicas de vegetación: valores bajos para la región del visible con un máximo relativo en el verde, y un aumento sustancial en el infrarrojo cercano. *Sporobolus densiflorus* y *Sarcocornia ambigua* tienen una firma más achatada en la porción visible del espectro (máximo relativo del verde menos marcado) en comparación con *Bolboeschoenus maritimus*, lo que se relaciona con altos porcentajes de biomasa seca y de suelo desnudo. La porción del espectro del verde del visible permitiría discriminar a *B. maritimus* de las otras dos comunidades. Dentro de cada comunidad las firmas presentaron gran variabilidad, aunque de manera general en la porción del visible del espectro se pudieron ordenar de acuerdo a su cobertura y biomasa fotosintética.

En la porción del infrarrojo las firmas presentaron una alta confusión en todos los casos (entre y dentro de las comunidades). Esto puede deberse en parte a que se consideró una pequeña porción del infrarrojo correspondiente al Infrarrojo Cercano. Por otra parte, aspectos no controlados como la abundancia de tallos no fotosintéticos

(*Sa. ambigua*) o de biomasa seca en pié (*Sp. densiflorus*), el alto porcentaje de suelo desnudo o el nivel de saturación del sustrato, aportan variabilidad a la comprensión de las firmas.

Las distintas características biofísicas de las tres comunidades indicarían a priori una sencilla separabilidad en cuanto a sus firmas hiperespectral. Sin embargo, la variabilidad observada dentro de cada comunidad complejiza el análisis, ya que existe una heterogeneidad inherente de cada comunidad en las escenas. Esta heterogeneidad se refiere tanto a características de las plantas como a condiciones del sustrato. En este punto es necesario resaltar que se buscó abarcar todo el rango de variabilidad dentro de las comunidades en términos de cobertura, biomasa, altura, etc. Por otro lado, aunque todas las escenas fueron tomadas en condiciones de marea baja, existen diferencias en cuanto a las condiciones del sustrato que no refieren al agua por sobre el suelo, sino dentro del suelo y que varía de acuerdo al tiempo de exposición luego de la inundación por la marea. Este factor tomaría relevancia dado que se trata de un régimen semidiurno en donde las comunidades se inundan dos veces por día.

A pesar de las dificultades para diferenciar a las comunidades con los datos hiperespectrales, la simulación espectral de los sensores remotos multiespectrales realizadas a partir de los datos de campo, mejoraron la separabilidad de las tres coberturas y se determinaron las bandas verde (510-580 nm), amarilla (585-625 nm) e Infrarroja (705-745 nm) como óptimas para el caso de WorldView-2. Los resultados mostraron también Landsat separabilidad en las bandas azul (452–512 nm); verde (533–590 nm) y roja (636 –673 nm). En tanto que para Sentinel fueron las bandas verde (537–582 nm), roja (645 –683 nm), infrarrojo cercano1 (694–713 nm) e infrarrojo cercano2 (731-749 nm)

La calibración de las mediciones locales de la vegetación natural en humedales con las observaciones de sensores remotos aporta un enfoque poco explorado en nuestro país, permitiendo incorporar en forma explícita la integración de las dimensiones espacial y espectral al análisis de las comunidades de marismas costeras.

En el **Capítulo 2**, se generó un mapa de coberturas de alta resolución espacial a partir de una imagen WorldView-2 (resolución espacial de 2 metros), que permitió describir los patrones espaciales y caracterizar los paisajes de las marismas de Ajó-Samborombón.

El mapa revela que el ambiente costero no es homogéneo y se identificaron y delimitaron las comunidades vegetales dominadas por *Sp. densiflorus*, *Sa. ambigua*, *B. maritimus* y *Cortaderia selloana* con pastizales pampeanos, Canales de marea y

lagunas poco profundas y por último planicies de marea no vegetadas. Los talaes (*Celtis tala*) no fueron incorporados en el mapa debido a la ínfima representación espacial, quedando incluidos dentro de las comunidades dominadas por *C. selloana*. La exactitud de la clasificación general fue del 81% y el valor de Kappa fue del 78,1%. De acuerdo a los resultados, la mayor parte del área está cubierta por *Sa. ambigua* (24,5%) y *Sp. densiflorus* (21.9%) mientras que *C. selloana* y pastizales pampeanos cubren el 14.9% y *B. maritimus* el 4.42%.

El análisis de patrones de las coberturas identificadas en el mapa permitió identificar 5 unidades del paisaje, definidas por la presencia y abundancia relativa de las comunidades. En la Unidad A, la comunidad dominada por *Sa. ambigua* ocupa grandes extensiones, seguida de matas dispersas de *Sp. densiflorus* en posiciones topográficamente más elevadas. La Unidad B se localiza en ambas márgenes de la Ría de Ajó con influencia mareal. Se observa un patrón dominante que consiste en una matriz de *Sa. ambigua* con stands aislados de *C. selloana* que estaría en posiciones topográficas más elevadas y rodeados anillos de *Sp. densiflorus* en posiciones intermedias. La Unidad C se encuentra hacia el interior de la Ría de Ajó dominada por *B. maritimus* a lo largo de las márgenes de los canales. La Unidad D se encuentra conectada con la Ría de Ajó solo por canales secundarios y está definida por la presencia de lagunas someras que en sus bordes presenta franjas de *B. maritimus*. La Unidad E, está en el área topográficamente más elevada del área estudiada, con influencia mareal esporádica y dominada principalmente por *Sp. densiflorus*, y en una posición de elevación superior *C. selloana* forma un mosaico junto con pastizales pampeanos.

El mapa realizado brinda información de base sobre la presencia y disposición espacial actual de los ambientes de la marisma y se constituye en una herramienta clave para el estudio de cambios en las comunidades vegetales en relación a los efectos del cambio climático, particularmente a los procesos de erosión vinculados al ascenso del nivel del agua, incremento de frecuencia e intensidad de tormentas, cambios en los patrones de evapotranspiración por incremento de las temperaturas.

Desde el punto de vista de la gestión de sus recursos y de sus funciones ecosistémicas, los resultados muestran la necesidad de incorporar la visión ecológica del paisaje que pone de manifiesto la expresión espacial de los procesos marino costeros físico-ambientales en estrecha vinculación con los patrones ecológicos.

En el **Capítulo 3** se estableció que las comunidades vegetales en términos de presencia/ausencia y características biofísicas (altura de las plantas, radiación interceptada, cobertura vegetal y biomasa verde y seca en pié), responden a las

condiciones ambientales locales y del paisaje. En todos los casos la relación entre la presencia-ausencia de las comunidades o las variables biofísicas de la vegetación y las variables fisicoquímicas del ambiente resultaron significativas (con la sola excepción de la altura de las plantas en *Sa. ambigua*).

La conductividad resultó una variable explicativa sustancial en los modelos de la presencia-ausencia de las comunidades, particularmente las dominadas por *Sa. ambigua* y *Sp. densiflorus*; el pH en la primera y el contenido de materia orgánica del sustrato en la segunda también resultaron importantes. La comunidad de *B. maritimus* también se vincula a las condiciones de pH y conductividad, pero en este caso la ubicación en el paisaje resulta esencial para explicar su presencia.

En el caso de *Sa. ambigua*, las variaciones de biomasa verde son explicadas por el comportamiento de todas las variables del sustrato, así como también la pertenencia de los sitios a las unidades de paisaje A y E. Para *Sp. densiflorus*, todas las variables biofísicas son explicadas por las mediciones de conductividad y pH, salvo el caso de la biomasa seca que es particularmente alta en la unidad de paisaje E.

La variabilidad biofísica de *B. maritimus*, responde casi exclusivamente a las condiciones del pH.

En la planicie costera Ajó-Samborombón, la elevación cambia de significado según la unidad de paisaje que se trate. En las unidades A y B (en estrecho contacto con la costa y la porción exterior de la Ría de Ajó), las comunidades de *Sp. densiflorus* y *Sa. ambigua* se emplazan en sitios altos relativos y bajos respectivamente; las condiciones de ingreso de agua salada o salobre y la inundabilidad de los sitios explicarían su ocurrencia. En las unidades D y E (vinculadas con la Ría de Ajó sólo por canales secundarios) *Sa. ambigua* se emplaza en posiciones más elevadas que *Sp. densiflorus* y que *B. maritimus* respectivamente, incluso en sitios mucho más elevadas que en los que se la encuentra en las unidades A y B. En este caso, las comunidades responden a condiciones edáficas en cuanto a aspectos vinculados a procesos de evaporación que llevan a condiciones de alta salinidad estarían operando para determinar su presencia dadas sus condiciones de tolerancia. La unidad C, en el interior de la Ría de Ajó, se expresa como un mosaico de parches de ambientes con *B. maritimus* y *Sp. densiflorus* en posiciones bajas con respecto a *Sa. ambigua*. Factores vinculados a la salinidad podrían estar determinando la ocurrencia de *B. maritimus* y *Sp. densiflorus* en esta unidad.

Si bien las comunidades vegetales guardan relación con la elevación, esta variable no explica por sí sola la presencia de las mismas, y su análisis debería ser complementado con aspectos ecológicos vinculados por ejemplo a las condiciones de

salinidad, aportes de agua dulce, energía del agua, circulación del agua, tiempo de inmersión, frecuencia de inundación.

CONSIDERACIONES FINALES

Los resultados obtenidos en el presente trabajo constituyen aportes en diferentes dimensiones:

- El Plan Espacial Nacional de la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE). Parte de las firmas obtenidas en este trabajo fueron incluidas en la librería (catálogo) de firmas espectrales que la CONAE lleva adelante a través del “Club del radiómetro”. Estas firmas podrán ser una herramienta en el contexto de la futura misión del Programa SABIA-mar (Satélite Argentino Brasileño para Información del Mar) que es un programa de cooperación entre la CONAE, la Agencia Espacial Brasileña (AEB) y el Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales (INPE) de Brasil, con aplicaciones prioritarias en la observación del mar y costas.
- El Plan Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva “Argentina Innovadora 2020” (2013-2020) de la Secretaría de Ciencia y Tecnología (SECyT). Este proyecto aborda temáticas de investigación, desarrollo, innovación y de formación de recursos humanos en el Núcleo Socio Productivo Estratégico, Sistemas de captura, almacenamiento y puesta en disponibilidad de datos ambientales. En los documentos de referencia y operativo de la Mesa de Integración correspondiente, los especialistas señalaron como apropiado realizar esfuerzos orientados al establecimiento y/o fortalecimiento de bases de datos sobre diversas variables ambientales entre los cuales la dinámica de humedales figura como tema de interés en el sector de variables complejas. El Plan AI2020 reconoce como una de las principales temáticas a abordar al conocimiento de la dinámica de la cobertura vegetal, la que permite establecer el movimiento evolutivo de los sistemas y prevenir daños asociados: desertificación y pérdida de suelos productivos, inundaciones, incremento de la temperatura (cambio climático) local y regional, pérdida de la calidad y volumen del agua dulce continental, los recursos ícticos, entre otros. Según el mencionado documento es un desafío el desarrollo de tecnologías que permitan visualizar y medir los procesos relacionados con las coberturas terrestres, sobre todo considerando los adelantos de los sistemas de observación satelital en los que está involucrada la Argentina.

- Gestión costera y de humedales de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS) y Organismo para el Desarrollo Sustentable de la Provincia de Buenos Aires (OPDS). Los resultados del trabajo son pertinentes en el marco del Inventario Nacional de Humedales (INH) impulsado por la SAyDS y también confluye con los esfuerzos realizados por la OPDS en esta misma dirección. El INH tiene como objetivos brindar una herramienta para evaluar el estado de situación de los humedales y su oferta de bienes y servicios como base para su conservación, la planificación de su uso y establecer una base de referencia para el desarrollo del monitoreo y la evaluación de cambios en las condiciones ecológicas. Los mapas obtenidos contribuyen directamente a cubrir los niveles 3 y 4 del inventario de esta zona.
- Administración de Parques Nacionales (APN). El mapa de coberturas de las marismas de la llanura costera Ajó-Samborombón incluye el área del Parque Nacional Campos del Tuyú, cuyo principal objetivo de creación fue la conservación del venado de las pampas, especie que se encuentra en grave peligro de extinción. El mapa de ambientes obtenido fue transferido a APN y utilizado como insumo para el plan de manejo del parque.

REFERENCIAS

- Acha, E. M., Mianzan, H., Guerrero, R., Carreto, J., Giberto, D., Montoya, N., & Carignan, M. (2008). An overview of physical and ecological processes in the Rio de la Plata Estuary. *Continental Shelf Research*, 28(13), 1579–1588. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.01.031>
- Adam, P. (1990). *Saltmarsh Ecology*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511565328>
- Adam, P., Davy, A., Bertness, M. D., & Zedler, J. (2005). Salt marsh ecosystems. In N. Pullen (Ed.), *The environmental Future of aquatic ecosystems*. Cambridge Press.
- Ahern, J. (2001). *Spatial concepts, planning strategies and future scenarios: A framework method for integrating landscape ecology and landscape planning*. (K. J. and G. R., Ed.).
- Alonso, M. Á., & Crespo, M. B. (2008). Taxonomic and nomenclatural notes on South American taxa of Sarcocornia (Chenopodiaceae). *Annales Botanici Fennici*, 45(4), 241–254. <https://doi.org/10.5735/085.045.0401>
- Andréfouët, S., Kramer, P., Torres-Pulliza, D., Joyce, K. E., Hochberg, E. J., Garza-Pérez, R., ... Muller-Karger, F. E. (2003). Multi-site evaluation of IKONOS data for classification of tropical coral reef environments. *Remote Sensing of Environment*, 88(1), 128–143. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.04.005>
- Asner, G. P. (1998). Biophysical and Biochemical Sources of Variability in Canopy Reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 64(3), 234–253. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00014-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00014-5)
- Asner, G. P., Wessman, C. A., Bateson, C. A., & Privette, J. L. (2000). Impact of Tissue, Canopy, and Landscape Factors on the Hyperspectral Reflectance Variability of Arid Ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 74(1), 69–84. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(00\)00124-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(00)00124-3)
- Bacchetta, G., Dettori, C. A., Mascia, F., Meloni, F., & Podda, L. (2010). Assessing the potential invasiveness of *Cortaderia selloana* in Sardinian wetlands through seed germination study. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 144(3), 518–527. <https://doi.org/10.1080/11263500903403465>
- Baraldi, A., & Parmiggiani, F. (1996). Single linkage region growing algorithms based on the vector degree of match. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 34(1), 137–148. <https://doi.org/10.1109/36.481899>
- Begon, M., Harper, J. L., & Townsend, C. R. (1999). *Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades. Tercera Edición*. Barcelona: Ediciones Omega.
- Belluco, E., Camuffo, M., Ferrari, S., Modenese, L., Silvestri, S., Marani, A., & Marani, M. (2006). Mapping salt-marsh vegetation by multispectral and hyperspectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 105(1), 54–67. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.06.006>
- Benzaquen, L., Blanco, D., Bó, R., Kandus, P., Lingua, G., Minotti, P., ... Vidal, L. (2013). *Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del corredor fluvial Paraná- Paraguay*. Buenos Aires, Argentina: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.
- Berberoglu, S., Yilmaz, K. T., & Özkan, C. (2004). Mapping and monitoring of coastal wetlands of Çukurova Delta in the Eastern Mediterranean region. *Biodiversity & Conservation*, 13(3), 615–633. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000009493.34669.ec>
- Bertness, M. (1998). *The ecology of Atlantic shorelines* (1st ed.). Sunderland: Sinauer Associates.

- Blaschke, T., Hay, G. J., Kelly, M., Lang, S., Hofmann, P., Addink, E., ... Tiede, D. (2014). Geographic Object-Based Image Analysis - Towards a new paradigm. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 87, 180–191. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.09.014>
- Bortolus, A. (2001). Marismas en el Atlántico sudoccidental. In O. Iribarne (Ed.), *Reserva de la biosfera de Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas* (pp. 83–88). Mar del Plata.
- Bortolus, A. (2006). The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong.: its taxonomy, biogeography and natural history. *Journal of Biogeography*, 33(1), 158–168. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01380.x>
- Bortolus, A., Carlton, J. T., & Schwindt, E. (2015). Reimagining South American coasts: unveiling the hidden invasion history of an iconic ecological engineer. *Diversity and Distributions*, 21(11), 1267–1283. <https://doi.org/10.1111/ddi.12377>
- Bortolus, A., Schwindt, E., Bouza, P. J., & Idaszkin, Y. L. (2009). A characterization of patagonian salt marshes. *Wetlands*, 29(2), 772–780. <https://doi.org/10.1672/07-195.1>
- Brinson, M. M. (1993). *A hydrogeomorphic classification for wetlands*. (U. S. A. C. of E. Wetlands Research Program, Ed.). Washington, DC, United States: Biology Department, East Carolina University.
- C, P. S., Grant, M.-B., & Bertness, M. D. (2005). Plant zonation in low-latitude salt marshes: disentangling the roles of flooding, salinity and competition. *Journal of Ecology*, 93(1), 159–167. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2004.00959.x>
- Cabrera, A. L. (1976). *Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Ganadería. Segunda Edición. Tomo II. Fascículo 1*. Buenos Aires: Editorial ACME S.A.C.I.
- Cagnoni, M. A., & Faggi, A. (1993). La vegetación de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú. *Parodiana*, 8, 101–112.
- Callaway, R. M., Jones, S., Ferren Jr., W. R., & Parikh, A. (1990). Ecology of a mediterranean-climate estuarine wetland at Carpinteria, California: plant distributions and soil salinity in the upper marsh. *Canadian Journal of Botany*, 68(5), 1139–1146. <https://doi.org/10.1139/b90-144>
- Cardoso, G. F., Souza Jr., C., & Souza-Filho, P. W. M. (2014). Using spectral analysis of Landsat-5 TM images to map coastal wetlands in the Amazon River mouth, Brazil. *Wetlands Ecology and Management*, 22(1), 79–92. <https://doi.org/10.1007/s11273-013-9324-4>
- Carle, M. V., Wang, L., & Sasser, C. E. (2014). Mapping freshwater marsh species distributions using WorldView-2 high-resolution multispectral satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 35(13), 4698–4716. <https://doi.org/10.1080/01431161.2014.919685>
- Carol, E., Kruse, E., & Mas-Pla, J. (2009). Hydrochemical and isotopic evidence of ground water salinization processes on the coastal plain of Samborombón Bay, Argentina. *Journal of Hydrology*, 365(3–4), 335–345. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.11.041>
- Carol, E., Kruse, E., & Pousa, J. (2008). Environmental hydrogeology of the southern sector of the Samborombon Bay wetland, Argentina. *Environmental Geology*, 54(1), 95–102. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-0796-5>
- Casanova, D., Epema, G. F., & Goudriaan, J. (1998). Monitoring rice reflectance at field level for estimating biomass and LAI. *Field Crops Research*, 55(1–2), 83–92. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(97\)00064-6](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(97)00064-6)
- Castellanos, E. M., Figueroa, M. E., & Davy, A. J. (1994). Nucleation and Facilitation in Saltmarsh Succession: Interactions between *Spartina Maritima* and *Arthrocnemum Perenne*. *Journal of Ecology*, 82(2), 239–248. <https://doi.org/10.2307/2261292>
- Castillo, J. M., Fernández-Baco, L., Castellanos, E. M., Luque, C. J., FigUeroa, M.

- E., & Davy, A. J. (2000). Lower limits of *Spartina densiflora* and *S. maritima* in a Mediterranean salt marsh determined by different ecophysiological tolerances. *Journal of Ecology*, 88(5), 801–812. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00492.x>
- Castillo, J. M., Rubio-Casal, A. E., Redondo, S., Álvarez-López, A. A., Luque, T., Luque, C., ... Figueroa, M. E. (2005). Short-term responses to salinity of an invasive cordgrass. *Biological Invasions*, 7(1), 29–35. <https://doi.org/10.1007/s10530-004-9626-9>
 - Cavallotto, J. L., Violante, R. A., & Parker, G. (2004). Sea-level fluctuations during the last 8600 years in the de la Plata river (Argentina). *Quaternary International*, 114(1), 155–165. Retrieved from <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1040618203000508>
 - Chabreck, R. H. (1988). *Coastal Marshes, ecology and wildlife management*. Minnesota: University of Minnesota Press.
 - Chapman, V. J. (1960). *Salt Marshes and Salt Deserts of the world*. (I. Publishers, Ed.). New York.
 - Chapman, V. J. (1964). *Coastal vegetation*. Pergamon Press.
 - Charpentier, A., & Stuefer, J. F. (1999). Functional specialization of ramets in *Scirpus maritimus* -- Splitting the tasks of sexual reproduction, vegetative growth, and resource storage. *Plant Ecology*, 141(1), 129–136. <https://doi.org/10.1023/A:1009825905117>
 - Chen, J. M., & Black, T. A. (1991). Measuring leaf area index of plant canopies with branch architecture. *Agricultural and Forest Meteorology*, 57(1–3), 1–12. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(91\)90074-Z](https://doi.org/10.1016/0168-1923(91)90074-Z)
 - Chen, J. M., Rich, P. M., Gower, S. T., Norman, J. M., & Plummer, S. (1997). Leaf area index of boreal forests: Theory, techniques, and measurements. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 102(D24), 29429–29443. <https://doi.org/10.1029/97JD01107>
 - Clevering, O. A., & Hundscheid, M. P. J. (1998). Plastic and non-plastic variation in growth of newly established clones of *Scirpus (Bolboschoenus) maritimus* L. grown at different water depths. *Aquatic Botany*, 62(1), 1–17. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(98\)00081-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3770(98)00081-3)
 - Colmer, T. D., & Flowers, T. J. (2008). Flooding tolerance in halophytes. *New Phytologist*, 0(0), ???-??? <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02483.x>
 - Costa, C. S. B. (1998). Production ecology of *Scirpus maritimus* in southern Brazil. *Ciência e Cultura (SBPC)*, 50(4), 273–280.
 - Costa, C. S. B. (2006). A *Salicornia*: Uma planta que pode ser utilizada no cultivo integrado com o camarão. *Panor Aquic (Braz)*, 98, 28–33.
 - Davy, A. J., Bishop, G. F., Mossman, H., Redondo-Gómez, S., Castillo, J. M., Castellanos, E. M., ... Figueroa, M. E. (2006). Biological Flora of the British Isles: *Sarcocornia perennis* (Miller) A.J. Scott. *Journal of Ecology*, 94(5), 1035–1048. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01156.x>
 - Dean, W. E. (1974). Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition; comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Research*, 44(1), 242–248. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1306/74D729D2-2B21-11D7-8648000102C1865D>
 - Diekmann, M. (2003). Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology*, 4(6), 493–506. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00185>
 - Doust, L. L. (1981). Population Dynamics and Local Specialization in a Clonal Perennial (*Ranunculus Repens*): I. The Dynamics of Ramets in Contrasting Habitats. *Journal of Ecology*, 69(3), 743–755. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2259633>
 - Dunton, K. H., Hardegree, B., & Whitley, T. E. (2001). Response of estuarine

- marsh vegetation to interannual variations in precipitation. *Estuaries*, 24(6), 851–861. <https://doi.org/10.2307/1353176>
- Dykyjová, D. (1986). Production Ecology of *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla (*Scirpus maritimus* L. s.l.). *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica*, 21(1), 27–64. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/4180656>
 - Fennane, M., & Mathez, J. (1988). Nouveaux Materiaux pour la flore du Maroc. Fascicule. *Naturalia Monspeliensia*, 52, 135–141.
 - Fernández, G. J., Pujol, E. M., Beade, M. S., & Mermoz, M. E. (2004). Plan de manejo de la Reserva de Vida Silvestre “Campos del Tuyú,” 144.
 - Fidalgo, F., Colado, U. R., & De Francesco, F. O. (1973). Sobre ingresiones marinas cuaternarias en los partidos de Castelli, Chascomús y Magdalena (Provincia de Buenos Aires). In *Congreso Geológico Argentino* (pp. 227–240).
 - Forman, R., & Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*.
 - Frohn, R. C. (2006). The use of landscape pattern metrics in remote sensing image classification. *International Journal of Remote Sensing*, 27(10), 2025–2032. <https://doi.org/10.1080/01431160500212229>
 - Gates, D. M., Keegan, H. J., Schleter, J. C., & Weidner, V. R. (1965). Spectral Properties of Plants. *Applied Optics*, 4(1), 11–20. <https://doi.org/10.1364/AO.4.000011>
 - Gausman, H. W. (1977). Reflectance of leaf components. *Remote Sensing of Environment*, 6(1), 1–9. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(77\)90015-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(77)90015-3)
 - Gitelson, A. A., Merzlyak, M. N., & Lichtenthaler, H. K. (1996). Detection of Red Edge Position and Chlorophyll Content by Reflectance Measurements Near 700 nm. *Journal of Plant Physiology*, 148(3–4), 501–508. [https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(96\)80285-9](https://doi.org/10.1016/S0176-1617(96)80285-9)
 - Goetz, A. F. H., Vane, G., Solomon, J. E., & Rock, B. N. (1985). Imaging Spectrometry for Earth Remote Sensing. *Science*, 228(4704), 1147 LP-1153. <https://doi.org/10.1126/science.228.4704.1147>
 - Gonzalez, M. A., & Weiler, N. E. (1983). Ciclicidad de niveles marinos holocénicos en Bahía Blanca y en el Delta del Río Colorado (Provincia de Buenos Aires) en base a edades de Carbono 14. In *Simposio internacional Oscilaciones del Mar durante el último hemiciclo deglacial en la Argentina* (pp. 69–90). Mar del Plata.
 - González Trilla, G. (2010). *Patrones de biomasa de Spartinaspp. en dos marismas costeras de la provincia de Buenos Aires. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires*. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Patrones+de+biomasa+de+Spartina+spp+.+en+dos+marismas+costeras+de+la+provincia+de+Buenos+Aires+.#0>
 - González Trilla, G., De Marco, S., Marcovecchio, J., Vicari, R., & Kandus, P. (2010). Net Primary Productivity of *Spartina densiflora* Brong in an SW Atlantic Coastal Salt Marsh. *Estuaries and Coasts*, 33(4), 953–962. <https://doi.org/10.1007/s12237-010-9288-z>
 - González Trilla, G., Pratolongo, P., Kandus, P., Beget, M. E., Di Bella, C., & Marcovecchio, J. (2016). Relationship Between Biophysical Parameters and Synthetic Indices Derived from Hyperspectral Field Data in a Salt Marsh from Buenos Aires Province, Argentina. *Wetlands*, 36(1), 185–194. <https://doi.org/10.1007/s13157-015-0715-6>
 - Gower, S. T., Kucharik, C. J., & Norman, J. M. (1999). Direct and Indirect Estimation of Leaf Area Index, fAPAR, and Net Primary Production of Terrestrial Ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 70(1), 29–51. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(99\)00056-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(99)00056-5)
 - Green, R. O., Eastwood, M. L., Sarture, C. M., Chrien, T. G., Aronsson, M., Chippendale, B. J., ... Williams, O. (1998). Imaging Spectroscopy and the Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS). *Remote Sensing of Environment*,

- 65(3), 227–248. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00064-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00064-9)
- Greulich, P. . (1978). Nearly flato to the transit MHW vs vegetation. *Surveying and Mapping*, 38, 221–229.
 - Grizonet, M., & Inglada, J. (2010). Monteverdi-Remote sensing software from educational to operational context. In *30 th EARsel Symposium Proceedings* (pp. 749–755). Paris.
 - Grossinger, R., Cohem, A. N., & Collins, J. . (1998). *Introduced tidal marsh plants in the San Francisco estuary: regional distribution and priorities for control*. San Francisco.
 - Hardisky, M. A., Gross, M. F., & Klemas, V. (1986a). Remote Sensing of Coastal Wetlands: Landsat TM, SPOT, and imaging spectrometers will enhance remote sensing research on wetlands. *BioScience*, 36(7), 453–460. <https://doi.org/10.2307/1310341>
 - Hardisky, M. A., Gross, M. F., & Klemas, V. (1986b). Remote Sensing of Coastal Wetlands. *BioScience*, 36(7), 453–460. <https://doi.org/10.2307/1310341>
 - Harvey, K. R., & Hill, G. J. E. (2001). Vegetation mapping of a tropical freshwater swamp in the Northern Territory, Australia: a comparison of aerial photography, Landsat TM and SPOT satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 22(15), 2911–2925. <https://doi.org/10.1080/01431160119174>
 - Hayden, B. P., Santos, M. C. F. V., Shao, G., & Kochel, R. C. (1995). Geomorphological controls on coastal vegetation at the Virginia Coast Reserve. *Geomorphology*, 13(1–4), 283–300. [https://doi.org/10.1016/0169-555X\(95\)00032-Z](https://doi.org/10.1016/0169-555X(95)00032-Z)
 - Hinson, J. M., German, C. D., & Pulich, W. (1995). Accuracy assessment and validation of classified satellite imagery of Texas coastal wetlands. *Oceanographic Literature Review*, 42(5), 409–410.
 - Hirano, A., Madden, M., & Welch, R. (2003). Hyperspectral image data for mapping wetland vegetation. *Wetlands*, 23(2), 436–448. <https://doi.org/10.1672/18-20>
 - Hughes, V. (1975). *The relationship between the upper limit of coastal marshes and tidal datums*.
 - Ill, E. W. R., & Laine, S. C. (1997). Comparison of Landsat Thematic Mapper and High Resolution Photography to Identify Change in Complex Coastal Wetlands. *Journal of Coastal Research*, 13(2), 281–292.
 - Isacch, J. P., Costa, C. S. B., Rodríguez-Gallego, L., Conde, D., Escapa, M., Gagliardini, D. A., & Iribarne, O. O. (2006). Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the south-west Atlantic coast. *Journal of Biogeography*, 33(5), 888–900. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01461.x>
 - Isacch, J. P., Costa, C. S. B., Rodríguez-Gallego, L., Conde, D., Escapa, M., Gagliardini, D. A., & Iribarne, O. O. (2006). Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the south-west Atlantic coast. *Journal of Biogeography*, 33(5), 888–900. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01461.x>
 - Isacch, J. P., Escapa, M., Fanjul, E., & Iribarne, O. (2011). Valoración ecológica de bienes y servicios ecosistémicos en marismas del Atlántico Sudoccidental. In P. Latterra, E. Jobbágy, & J. Paruelo (Eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (p. 740). Ediciones INTA.
 - Jensen, J. R. (2006). *Remote sensing of the environment: an Earth resource perspective* (2nd ed.). Upper Saddle River, New Jersey, United States: Prentice Hall.
 - Ji, L., Zhang, L., & Wylie, B. (2009). Analysis of dynamic thresholds for the normalized difference water index. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 75(11), 1307–1317. <https://doi.org/10.14358/PERS.75.11.1307>
 - Jones, H. G., & Vaughan, R. A. (2010). *Remote sensing of vegetation*. Oxford,

- United Kingdom: Oxford University Press.
- Karagatzides, J. D., & Hutchinson, I. (1991). Intraspecific Comparisons of Biomass Dynamics in *Scirpus Americanus* and *Scirpus Maritimus* on the Fraser River Delta. *Journal of Ecology*, 79(2), 459–476. <https://doi.org/10.2307/2260726>
 - Keddy, P. A. (2010). *Wetland ecology: principles and conservation* (2nd ed.). Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.
 - Kittelson, P. M., & Boyd, M. J. (1997). Mechanisms of expansion for an introduced species of cordgrass, *Spartina densiflora*, in Humboldt Bay, California. *Estuaries*, 20(4), 770–778. <https://doi.org/10.2307/1352250>
 - Klemas, V. (2001). Remote Sensing of Landscape-Level Coastal Environmental Indicators. *Environmental Management*, 27(1), 47–57. <https://doi.org/10.1007/s002670010133>
 - Knippling, E. . (1970). Physical and physiological basis for the reflectance of visible and nearinfrared radiation from vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 1, 155.
 - Kokaly, R. F. (2001). Investigating a Physical Basis for Spectroscopic Estimates of Leaf Nitrogen Concentration. *Remote Sensing of Environment*, 75(2), 153–161. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(00\)00163-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(00)00163-2)
 - Lane, C., Liu, H., Autrey, B., Anenkhonov, O., Chepinoga, V., & Wu, Q. (2014). Improved Wetland Classification Using Eight-Band High Resolution Satellite Imagery and a Hybrid Approach. *Remote Sensing*, 6(12), 12187–12216. <https://doi.org/10.3390/rs61212187>
 - Larcher, W. (2003). *Physiological plant ecology: ecophysiology and stress physiology of functional groups*. New York & Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
 - Lee, J. K., Park, R. A., & Mausel (Bloomington (United States) Indiana State Univ., Terre Haute (United States)), P. W. (Indiana U. (1992). Application of geoprocessing and simulation modeling to estimate impacts of sea level rise on the northeast coast of Florida.
 - Lehmann, H. (2006). *Nonparametrics: Statistical Methods Based on Ranks*.
 - Li, L., Ustin, S. L., & Lay, M. (2005). Application of multiple endmember spectral mixture analysis (MESMA) to AVIRIS imagery for coastal salt marsh mapping: a case study in China Camp, CA, USA. *International Journal of Remote Sensing*, 26(23), 5193–5207. <https://doi.org/10.1080/01431160500218911>
 - Li, X. (1996). A method to improve classification with shape information. *International Journal of Remote Sensing*, 17(8), 1473–1481. <https://doi.org/10.1080/01431169608948718>
 - Liefers, V. J., & Shay, J. M. (1982). Distribution and variation in growth of *Scirpus maritimus* var. *paludosus* on the Canadian prairies. *Canadian Journal of Botany*, 60(10), 1938–1949. [Http://Doi.Org/10.1139/B82-242](http://doi.org/10.1139/B82-242) *Journal of Botany*, 60(10), 1938–1949. <https://doi.org/10.1139/b82-242>
 - Lillebø, A. I., Pardal, M. A., Neto, J. M., & Marques, J. C. (2003). Salinity as the major factor affecting *Scirpus maritimus* annual dynamics: Evidence from field data and greenhouse experiment. *Aquatic Botany*, 77(2), 111–120. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(03\)00088-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3770(03)00088-3)
 - Mac Donald, K. . (1977). Coastal salt marsh. In *Terrestrial vegetation of California* (pp. 263–294).
 - Malahlela, O., Cho, M. A., & Mutanga, O. (2014). Mapping canopy gaps in an indigenous subtropical coastal forest using high-resolution WorldView-2 data. *International Journal of Remote Sensing*, 35(17), 6397–6417. <https://doi.org/10.1080/01431161.2014.954061>
 - Martin, L. R. G., & Howarth, P. J. (1989). Change-detection accuracy assessment

- using SPOT multispectral imagery of the rural-urban fringe. *Remote Sensing of Environment*, 30(1), 55–66. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(89\)90047-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(89)90047-3)
- Martin, M. ., Newman, S. ., Aber, J. ., & Congalton, R. . (1998). Determining Forest Species Composition Using High Spectral Resolution Remote Sensing Data. *Remote Sensing of Environment*, 65(3), 249–254. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00035-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00035-2)
 - Mateos-Naranjo, E., Redondo-Gómez, S., Luque, C. J., Castellanos, E. M., Davy, A. J., & Figueroa, M. E. (2008). Environmental limitations on recruitment from seed in invasive *Spartina densiflora* on a southern European salt marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(4), 727–732. <https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2008.06.017>
 - McCarthy, J., Gumbricht, T., & McCarthy, T. S. (2005). Ecoregion classification in the Okavango Delta, Botswana from multitemporal remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 26(19), 4339–4357. <https://doi.org/10.1080/01431160500113583>
 - McFeeters, S. K. (1996). The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17(7), 1425–1432. <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>
 - MCGarigal, K. (2015). Fragstats. *Fragstats*, (April), 1–182. [https://doi.org/10.1016/S0022-3913\(12\)00047-9](https://doi.org/10.1016/S0022-3913(12)00047-9)
 - Mertes, L. A. K., Smith, M., & Adams, J. (1993). Estimating suspended sediment concentrations in surface waters of the Amazon River wetlands from Landsat images. *Remote Sensing of Environment*, 43(3), 281–301. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(93\)90071-5](https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90071-5)
 - Miller, M. R., Burns, E. G., Wickland, B. E., & Eadie, J. M. (2009). Diet and Body Mass of Wintering Ducks in Adjacent Brackish and Freshwater Habitats. *Waterbirds*, 32(3), 374–388. Retrieved from <https://doi.org/10.1675/063.032.0302>
 - Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (1993). *Wetlands*. John Wiley & Sons.
 - Mobberley, D. . (1956). No Title. *Journal of Sciences*, 30, 471–574.
 - Mumby, P. J., & Edwards, A. J. (2002). Mapping marine environments with IKONOS imagery: enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy. *Remote Sensing of Environment*, 82(2), 248–257. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00041-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00041-X)
 - Murphy, K. P. (2012). *Machine learning: a probabilistic perspective*. MIT press.
 - Negrin, V. L., Pratolongo, P. D., de Villalobos, A. E., Botté, S. E., & Marcovecchio, J. E. (2015). Biomass, decomposition and nutrient cycling in a SW Atlantic *Sarcocornia perennis* marsh. *Journal of Sea Research*, 97, 50–55. <https://doi.org/10.1016/J.SEARES.2014.12.001>
 - Nieva, F. J. J., Díaz-Espejo, A., Castellanos, E. M., & Figueroa, M. E. (2001). Field Variability of Invading Populations of *Spartina densiflora* Brong. in Different Habitats of the Odiel Marshes (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(4), 515–527. <https://doi.org/https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0750>
 - Orcutt, D. M. (1992). *Plant Physiology* — Frank B. Salisbury and Cleon W. Ross, with contributions by Ray A. Bressan and Avtar K. Handa. 1991. 4th Edition. Wadsworth Publishing Company, Belmont, California. 682 p. Illus., hardcover, ISBN: 0-534-15162-0, \$54.00. *Weed Technology*, 6(1), 238. <https://doi.org/DOI:10.1017/S0890037X0003462X>
 - Peláez, F., Collado, J., Arenal, F., Basilio, A., Cabello, A., Matas, M. T. D., ... Vicente, F. (1998). Endophytic fungi from plants living on gypsum soils as a source of secondary metabolites with antimicrobial activity. *Mycological Research*, 102(6), 755–761. <https://doi.org/10.1017/S0953756297005662>
 - Pennings, S. C., & Callaway, R. M. (1992). Salt Marsh Plant Zonation: The Relative Importance of Competition and Physical Factors. *Ecology*, 73(2), 681–690. <https://doi.org/10.2307/1940774>

- Peñuelas, J., Gamon, J. A., Griffin, K. L., & Field, C. B. (1993). Assessing community type, plant biomass, pigment composition, and photosynthetic efficiency of aquatic vegetation from spectral reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 46, 110–118. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/003442579390088F>
- Peterson, D. L., & Hubbard, G. S. (1992). Scientific issues and potential remote-sensing requirements for plant biochemical content. *Journal of Imaging Science and Technology*, 36, 446–456.
- Ponnampertuma, F. . (1984). *Effects of flooding on soils*.
- Porro, A. ., & Weidener, J. . (1982). The Borough case. *Surveying and Mapping*, 45, 369–375.
- Porro, A. A., & Weidener, J. P. (1978). THE MEAN HIGH WATER LINE: BIOLOGICAL vs. CONVENTIONAL METHODS THE NEW JERSEY EXPERIENCE. *Jurimetrics Journal*, 18(4), 308–319. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/29761631>
- Pratolongo, P., Piovan, M. J., Zapperi, G., Negrin, V., Gonzalez Trilla, G., & Botté, S. (2012). Humedales en estuarios. In EdUTecNe (Ed.), *Procesos quimicos en estuarios* (pp. 84–108).
- Preston, E. M., & Bedford, B. L. (1988). Evaluating cumulative effects on wetland functions: A conceptual overview and generic framework. *Environmental Management*, 12(5), 565–583. <https://doi.org/10.1007/BF01867536>
- R Core Team. (2014). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <http://www.r-project.org/>
- Rasser, M. K., Fowler, N. L., & Dunton, K. H. (2013). Elevation and Plant Community Distribution in a Microtidal Salt Marsh of the Western Gulf of Mexico. *Wetlands*, 33(4), 575–583. <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0398-9>
- Redondo-Gómez, S., Andrades-Moreno, L., Parra, R., Valera-Burgos, J., Real, M., Mateos-Naranjo, E., ... Cornejo, J. (2011). *Spartina densiflora* demonstrates high tolerance to phenanthrene in soil and reduces it concentration. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1800–1808. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2011.05.018>
- Richards, J. (2012). *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction*.
- Richards, L. . (1954). *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkaline Soils*.
- Riegl, B. M., & Purkis, S. J. (2005). Detection of shallow subtidal corals from IKONOS satellite and QTC View (50, 200 kHz) single-beam sonar data (Arabian Gulf; Dubai, UAE). *Remote Sensing of Environment*, 95(1), 96–114. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.11.016>
- Rock, B. N., & Albrechtova, J. (2002). Spectral characteristics of lignin and soluble phenolics in the near infrared- a comparative study AU - Soukupova, J. *International Journal of Remote Sensing*, 23(15), 3039–3055. <https://doi.org/10.1080/01431160110104683>
- Rogel, J. A., Ariza, F. A., & Silla, R. O. (2009). SOIL SALINITY AND MOISTURE GRADIENTS AND PLANT ZONATION IN MEDITERRANEAN SALT MARSHES OF SOUTHEAST SPAIN. [Http://Dx.Doi.Org/10.1672/0277-5212\(2000\)020\[0357:SSAMGA\]2.0.CO;2](Http://Dx.Doi.Org/10.1672/0277-5212(2000)020[0357:SSAMGA]2.0.CO;2). [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2000\)020\[0357:SSAMGA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2000)020[0357:SSAMGA]2.0.CO;2)
- Sadro, S., Gastil-Buhl, M., & Melack, J. (2007). Characterizing patterns of plant distribution in a southern California salt marsh using remotely sensed topographic and hyperspectral data and local tidal fluctuations. *Remote Sensing of Environment*, 110(2), 226–239. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2007.02.024>
- Sahai, B. (1985). Coastal morphology: a case study of the Gulf of Khambhat (Cambay) AU - NAYAK, SHAILESH R. *International Journal of Remote Sensing*, 6(3–4), 559–567. <https://doi.org/10.1080/01431168508948478>
- Sawaya, K. E., Olmanson, L. G., Heinert, N. J., Brezonik, P. L., & Bauer, M. E.

- (2003). Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, 88(1), 144–156. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.04.006>
- Schlesinger, W. H., Raikes, J. A., Hartley, A. E., & Cross, A. F. (1996). On the Spatial Pattern of Soil Nutrients in Desert Ecosystems. *Ecology*, 77(2), 364–374. <https://doi.org/10.2307/2265615>
 - Schmidt, K. S., & Skidmore, A. K. (2003). Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. *Remote Sensing of Environment*, 85(1), 92–108. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00196-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00196-7)
 - Shuman, C. S., & Ambrose, R. F. (2003). A comparison of remote sensing and ground-based methods for monitoring wetland restoration success. *Restoration Ecology*, 11(3), 325–333.
 - Siciliano, D., Wasson, K., Potts, D. C., & Olsen, R. C. (2008). Evaluating hyperspectral imaging of wetland vegetation as a tool for detecting estuarine nutrient enrichment. *Remote Sensing of Environment*, 112(11), 4020–4033. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2008.05.019>
 - Silvestri, S., Marani, M., Settle, J., Benvenuto, F., & Marani, A. (2002). Salt marsh vegetation radiometry: Data analysis and scaling. *Remote Sensing of Environment*, 80(3), 473–482. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00325-X](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00325-X)
 - Skidmore, A. K. (2004). Smoothing vegetation spectra with wavelets AU - Schmidt, K. S. *International Journal of Remote Sensing*, 25(6), 1167–1184. <https://doi.org/10.1080/0143116031000115085>
 - Stribling, J. M., Cornwell, J. C., & Glahn, O. A. (2007). Microtopography in tidal marshes: Ecosystem engineering by vegetation? *Estuaries and Coasts*, 30(6), 1007–1015. <https://doi.org/10.1007/BF02841391>
 - Stumpf, R. P. (1992). Remote sensing of water clarity and suspended sediments in coastal waters: needs and solutions for pollution monitoring, control, and abatement. In *Proceedings of the 1st Thematic Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments* (pp. 293–305).
 - Tateishi, R., Ishiyama, T., & Honda, Y. (1998). Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices AU - Purevdorj, TS. *International Journal of Remote Sensing*, 19(18), 3519–3535. <https://doi.org/10.1080/014311698213795>
 - Thomas, D. (1983). *The establishment of the mean high water line at the Bird Island and Gallinas Creek Marsh areas of San Francisco Bay.*
 - Ticehurst, C., Lymburner, L., & Williams, N. (2003). High resolution mapping of tropical mangrove ecosystems using hyperspectral and radar remote sensing AU - Held, Alex. *International Journal of Remote Sensing*, 24(13), 2739–2759. <https://doi.org/10.1080/0143116031000066323>
 - Tiner, R., Lang, M., & Klemas, V. (2015). *Remote Sensing of Wetlands*. CRC Press.
 - Tosi, L., Kruse, E. E., Braga, F., Carol, E. S., Carretero, S. C., Pousa, J. L., ... Teatini, P. (2013). Hydro-morphologic setting of the Samborombón Bay (Argentina) at the end of the 21st century. *Natural Hazards and Earth System Science*, 13(3), 523–534. <https://doi.org/10.5194/nhess-13-523-2013>
 - Tremeau, A., & Borel, N. (1997). A region growing and merging algorithm to color segmentation. *Pattern Recognition*, 30(7), 1191–1203. [https://doi.org/10.1016/S0031-3203\(96\)00147-1](https://doi.org/10.1016/S0031-3203(96)00147-1)
 - Trishchenko, A. P. (2009). Effects of spectral response function on surface reflectance and NDVI measured with moderate resolution satellite sensors: Extension to AVHRR NOAA-17, 18 and METOP-A. *Remote Sensing of Environment*, 113(2), 335–341. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2008.10.002>
 - Tsai, F., & Philpot, W. (1998). Derivative Analysis of Hyperspectral Data. *Remote Sensing of Environment*, 66(1), 41–51. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00032-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00032-7)

- Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 171–197. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2097089>
- Underwood, E. C., Mulitsch, M. J., Greenberg, J. A., Whiting, M. L., Ustin, S. L., & Kefauver, S. C. (2006). Mapping Invasive Aquatic Vegetation in the Sacramento-San Joaquin Delta using Hyperspectral Imagery. *Environmental Monitoring and Assessment*, 121(1), 47–64. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9106-4>
- Underwood, E., Ustin, S., & DiPietro, D. (2003). Mapping nonnative plants using hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment*, 86(2), 150–161. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00096-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00096-8)
- Ungar, I. A. (2001). Seed banks and seed population dynamics of halophytes. *Wetlands Ecology and Management*, 9(6), 499–510. <https://doi.org/10.1023/A:1012236829474>
- Using vegetation reflectance variability for species level classification of hyperspectral data AU - Cochrane, M. A. (2000). *International Journal of Remote Sensing*, 21(10), 2075–2087. <https://doi.org/10.1080/01431160050021303>
- Ustin, S. L., & Hastings, A. (2005). Mapping marshland vegetation of San Francisco Bay, California, using hyperspectral data AU - Rosso, P. H. *International Journal of Remote Sensing*, 26(23), 5169–5191. <https://doi.org/10.1080/01431160500218770>
- Vaiphasa, C. (2006). Consideration of smoothing techniques for hyperspectral remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 60(2), 91–99. <https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2005.11.002>
- Valeriano, M. (2003). Reflectancia espectral de culturas agrícolas anuais (I): espectrorradiometría. *Revista Espaço e Geografia*, 6(1), 1–27.
- Varty, A. K., & Zedler, J. B. (2008). How Waterlogged Microsites Help an Annual Plant Persist Among Salt Marsh Perennials. *Estuaries and Coasts*, 31(2), 300–312. <https://doi.org/10.1007/s12237-007-9019-2>
- Vervoorst, F. (1967). *Las comunidades vegetales de la depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires)*. Instituto de Botánica Agrícola.
- Vicari, R. L., Fischer, S., Madanes, N., Bonaventura, S. M., & Pancotto, V. (2002). Tiller population dynamics and production on *Spartina densiflora* (Brong) on the floodplain of the Paraná River, Argentina. *Wetlands*, 22(2), 347–354. Retrieved from [http://link.springer.com/article/10.1672/0277-5212\(2002\)022\[0347:TPDAPO\]2.0.CO;2](http://link.springer.com/article/10.1672/0277-5212(2002)022[0347:TPDAPO]2.0.CO;2)
- Vila, A. R., Beade, M. S., & Barrios Lamunière, D. (2008). Home range and habitat selection of pampas deer. *Journal of Zoology*, 276(1), 95–102. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00468.x>
- Violante, R., Parker, G., & Cavallotto, J. L. (2001). Evolución de las llanuras costeras del este bonaerense entre Bahía de Samborombon y la laguna de Mar Chiquita durante el holoceno. *Revista de La Asociación Geológica Argentina*, 56(1), 51–66.
- Wei, A., & Chow-Fraser, P. (2007). Use of IKONOS Imagery to Map Coastal Wetlands of Georgian Bay. *Fisheries*, 32(4), 167–173. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2007\)32\[167:UOIITM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2007)32[167:UOIITM]2.0.CO;2)
- West, R. . (1977). Tidal salt marsh and mangal formations of Middle and South America. In V. . Chapman (Ed.), *Ecosystems of the world*. (pp. 193–213). Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company.
- Wilson, M. D., Ustin, S. L., & Rocke, D. M. (2004). Classification of contamination in salt marsh plants using hyperspectral reflectance. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 42(5), 1088–1095. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2003.823278>
- Woolley, J. T. (1971). Reflectance and Transmittance of Light by Leaves. *Plant Physiology*, 47(5), 656 LP-662. <https://doi.org/10.1104/pp.47.5.656>
- Wright, C., & Gallant, A. (2007). Improved wetland remote sensing in Yellowstone

National Park using classification trees to combine TM imagery and ancillary environmental data. *Remote Sensing of Environment*, 107(4), 582–605. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.10.019>

- Zarco-Tejada, P. ., Miller, J. ., Morales, A., Berjón, A., & Agüera, J. (2004). Hyperspectral indices and model simulation for chlorophyll estimation in open-canopy tree crops. *Remote Sensing of Environment*, 90(4), 463–476. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2004.01.017>
- Zhao, F., Strahler, A. H., Schaaf, C. L., Yao, T., Yang, X., Wang, Z., ... Newnham, G. J. (2012). Measuring gap fraction, element clumping index and LAI in Sierra Forest stands using a full-waveform ground-based lidar. *Remote Sensing of Environment*, 125, 73–79. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2012.07.007>
- Zhao, H. ., Chen, X. . b, Zhang, J. ., & Yin, Z. . (2012). Land-use/-cover change spatial patterns and their impacts on sediment charge in the Longchuan River catchment, south-western China. *International Journal of Remote Sensing*, 33(14), 4527–4552. <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.652312>
- Zonneveld, I. S. (1983). Principles of Bio-Indication BT - Ecological Indicators for the Assessment of the Quality of Air, Water, Soil, and Ecosystems: Papers presented at a Symposium held in Utrecht, October 1982. In E. P. H. Best & J. Haeck (Eds.) (pp. 207–217). Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-6322-1_2