



Carbono azul y el rol de los cangrejales en la acumulación de carbono en el humedal del arroyo Solís Grande (Canelones, Uruguay)

Natalia Melissari Lozoya

**Trabajo final de Carrera
Licenciatura en Ciencias Biológicas**

Oceanografía y Ecología Marina
Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales
Noviembre 2025

Orientador: Dr. Ernesto Brugnoli

Co-orientador: Dr. Pablo Muniz

Agradecimientos

Claramente esto empieza agradeciendo a mis papás, que a pesar de no entender mucho de lo que hago, siempre me bancaron con una sonrisa, con una comidita caliente, con un abracito, lo que hiciera falta y la verdad que sin eso no hubiera llegado a tanto.

A mis hermanos, que pasamos las mil y una! Gracias por soportarme en mis peores y mejores momentos. Son mi dream team, tanto científicamente como de apoyo incondicional.

Gracias a mis amigos no fcienes, sobre todo a Bel y Flor, que supieron bancar mis silencios eternos, mis “no puedo, tengo que estudiar”, mis frustraciones y también de mis logros, sepan que todo esto siempre lo hice gracias a ustedes, sin sus “dale, que vos podés”, yo no estaría donde estoy.

A mis amigos si fcienes, no hace falta que diga mucho, fueron mi real soporte en esta locura de carrera y la verdad que somos los que somos porque nos bancamos unos a los otros en las buenas y en las malas, crecimos como biólogos juntos y eso queda marcado para siempre.

A los Cassinonos (incluyendo a carbón y a todos los fisipibes), somos todos científicos, sabemos lo que es estar hasta las mil sentados escribiendo, pero también sabemos festejarnos los logros, gracias por hacer de este proceso mucho más amigable.

Mathi entra en todas las categorías porque es familia, amigo y roomie, así que gracias amigo, de verdad que todo esto tiene sentido porque lo recorremos juntos, desde el primer día hasta el último (literal) y para siempre!

Gracias a todos los compas de OEM que hicieron de las eternas horas de lupa mucho más divertidas, gracias a los docentes también por la ayuda y por dejarme formar parte del tremendo equipo de trabajo que hay.

Al tribunal, Caro y Estela por tomarse el tiempo de leer, hacer sugerencias y comentarios de la tesis que hicieron mucho más rico el trabajo. Muchas gracias!!

Por último, pero no menos importante, a mis tutores Pablo y Come, gracias por darme para adelante en todas las locuras que se me pasaron por la mente, estar siempre pendiente y ayudarme a sacar la tesis adelante. Gracias por confiar en mí!! (y por llevarme a conocer la isla más linda del mundo jeje).

ÍNDICE	3
RESUMEN	4
1. INTRODUCCIÓN	6
1.1 Ecosistemas costeros y su vulnerabilidad frente al cambio climático	6
1.2 Ecosistemas de Carbono Azul	7
1.3 Ecosistemas de Carbono Azul del Atlántico Sudoccidental	10
2. OBJETIVOS	12
2.1 Objetivo general	12
2.2 Objetivos específicos	12
3. MATERIALES Y MÉTODOS	13
3.1 Área de estudio	13
3.2 Colecta de muestras	14
3.3 Análisis de muestras en laboratorio	16
3.3.1 Parámetros granulométricos	16
3.3.2 Estimación del carbono en los testigos de sedimento	16
Densidad aparente del sedimento (DAp):	17
Porcentaje de carbono orgánico (%Corg):	18
3.3.3 Carbono en la biomasa subterránea (CBS)	18
3.3.4 Carbono en la biomasa aérea (CBA)	19
3.3.5 Comunidad de macrofauna	20
3.4 Análisis isotópico	20
3.5 Análisis de datos	20
3.6 Análisis estadísticos	22
4. RESULTADOS	23
4.1 Parámetros fisicoquímicos	23
4.2 Análisis granulométrico superficial	23
4.3 Descripción visual y textural de los testigos de sedimento	24
4.3.1 Sitio J	24
4.3.2 Sitio P	26
4.4 Carbono en los testigos de sedimento	27
4.5 Carbono en la biomasa subterránea (CBS)	31
4.6 Carbono en la biomasa aérea (CBA) y cuevas de cangrejos	31
4.7 Carbono total del área de estudio	36
4.8 Origen de la materia orgánica mediante análisis de isótopos estables	38
4.9 Comunidad de macrofauna	41
5. DISCUSIÓN	41
5.1 Parámetros fisicoquímicos	41
5.2 Análisis litológico de los testigos de sedimento	42
5.3 Contenido de carbono en las matrices ambientales analizadas	43
5.4 Carbono total del área de estudio	46
5.5 Análisis isotópico y origen de la materia orgánica	48
5.6 Comunidad de macrofauna	50
6. CONSIDERACIONES FINALES	51
7. PERSPECTIVAS	52
8. BIBLIOGRAFÍA	54

RESUMEN

Los ecosistemas costeros son altamente vulnerables a la variabilidad climática, incrementada por las presiones antrópicas. Entre ellos se destacan los humedales salinos, los manglares y los pastos marinos, que cumplen un papel clave en la acumulación de carbono, contribuyendo a la mitigación y adaptación al cambio climático. Este carbono, conocido como *carbono azul*, corresponde al carbono almacenado en la biomasa aérea, subterránea y en los sedimentos de estos ecosistemas. En Uruguay existen dos de estos tres ecosistemas: los pastos marinos y los humedales salinos, algunos de éstos asociados a cangrejales de gran importancia ecológica y funcional. El objetivo de este trabajo fue determinar la acumulación de carbono en la zona baja del humedal salino del arroyo Solís Grande considerando las matrices ambientales de sedimento, biomasa subterránea y vegetal aérea, así como la influencia de la actividad de los cangrejos. Durante verano 2024, en dos sitios del humedal (sitios P y J), teniendo en cuenta heterogeneidad espacial y ambiental, se seleccionaron cuadrantes con baja y alta densidad de cuevas (cuatro con y cuatro sin cangrejos). En cada cuadrante se colectaron muestras de sedimento (1 barrena rusa de 50 cm), biomasa subterránea (2 cores de 30 cm), biomasa aérea (50 tallos) y macrofauna (3 cores de 30 cm), además de sedimento superficial para granulometría y mediciones fisicoquímicas del agua *in situ*. Se evaluó cantidad de carbono orgánico y análisis de isótopos estables en todas las matrices descritas. El carbono acumulado, considerando todas las matrices, fue significativamente mayor en el sitio P que en el sitio J. Se registraron diferentes especies de *Spartina* entre sitios, lo que podría explicar parte de esta diferencia. Asimismo, se observó una relación positiva entre la presencia de cangrejos y el carbono en la biomasa aérea. La biomasa subterránea mostró valores mayores en parcelas dominadas por *Spartina alterniflora*, especie exótica en la región. El análisis isotópico evidenció un humedal dominado por vegetación tipo C₄. Las diferencias en la relación C/N entre matrices sugieren material orgánico autóctono, con variaciones asociadas a procesos de reciclaje natural del nitrógeno en el sistema. Este estudio aporta información para la comprensión de los mecanismos que controlan la captura del carbono en los humedales salinos, y constituye una herramienta valiosa para gestionar acciones de conservación de estos ecosistemas, así como estrategias de mitigación frente al cambio climático.

Palabras clave: secuestro de carbono, humedales salinos, mitigación, cambio climático, isótopos estables

1.INTRODUCCIÓN

1.1 Ecosistemas costeros y su vulnerabilidad frente al cambio climático

Los Ecosistemas Costeros (EC) están afectados por la variabilidad climática y las presiones humanas (Rocha et al., 2015; Kennish et al., 2023). La elevada demanda de recursos naturales, la degradación y fragmentación del hábitat, los cambios en los usos de suelo y el crecimiento poblacional en las zonas costeras generan repercusiones negativas significativas (Crossland & Kremer, 2001, Kenish et al., 2023, Trégarot et al., 2024). Estos impactos antrópicos en zonas costeras, se ven incrementados con el cambio climático, caracterizado por el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero, el incremento en el nivel del mar, la acidificación oceánica, el aumento de la temperatura del mar, así como la intensificación de eventos climáticos extremos como sequías e inundaciones (Lovelock & Reef, 2020; Kenish et al., 2023; Trégarot et al., 2024).

Dentro de los EC, aquellos más vulnerables, como los manglares, praderas de pastos marinos y humedales salinos, enfrentan desafíos particulares debido a la interacción entre los factores mencionados anteriormente (Gedan et al., 2009; Barbier et al., 2011; Lovelock & Reef, 2020; Trégarot et al., 2024). El aumento del nivel del mar impacta directamente en estos ecosistemas. A nivel global, se observa que ante un aumento del nivel del mar acelerado, los humedales podrían comenzar a hundirse (Chmura et al., 2003; Kirwan & Mudd, 2012). Estos ecosistemas poseen características que les permiten cierta variabilidad espacial y temporal en la migración tierra adentro, logrando equilibrar el aumento del nivel del mar y su elevación (Crossland & Kremer, 2001; Kirwan & Mudd, 2012; Lovelock & Reef, 2020; Trégarot et al., 2024). Sin embargo, esta migración “tierra adentro” puede verse restringida debido al establecimiento humano en las zonas costeras (urbanización y desarrollo urbano), lo que podría resultar en una disminución del área ocupada por estos EC (Crossland & Kremer, 2001; Chmura et al., 2003; Rocha et al., 2015; Lovelock & Reef, 2020).

Los EC también están fuertemente influenciados por eventos climáticos como las inundaciones y las sequías (Kenish et al., 2023). Un aumento en la frecuencia e intensidad de las lluvias puede tener consecuencias significativas a nivel biológico, dañando organismos y vegetación, así como a nivel ambiental, generando erosión y

aumentando el aporte de nutrientes a través de aguas continentales, que incrementa la productividad y puede llevar a los sistemas a la eutrofización (Lovelock & Reef, 2020; Kenish et al., 2023; Trégarot et al., 2024). Las sequías ocasionan efectos negativos directos en estos ecosistemas. Durante eventos extremos de sequía, estos ecosistemas se secan, disminuyendo su amplitud y distribución, así como su productividad (Lovelock & Reef, 2020; Trégarot et al., 2024).

Estos ecosistemas desempeñan un papel fundamental al brindar una amplia variedad de servicios ecosistémicos, incluyendo beneficios culturales, alimentarios y reguladores (Barbieri et al., 2011). Ofrecen protección costera ante el aumento del nivel del mar, así como defensa ante la energía y la erosión generada por eventos extremos como ciclones y tsunamis (Crossland & Kremer, 2001; Barbieri et al., 2011). Además, desempeñan un papel vital en la filtración, depuración de aportes continentales y ciclo sedimentario de la región (Barbieri et al., 2011; Mitsch et al., 2015; Lovelock & Reef, 2020). Sin embargo, en los últimos años, se ha dado una pérdida de aproximadamente el 35% de la extensión de diversos EC (manglares y pastos marinos), principalmente debido a la urbanización y cambios en el uso del suelo (RAMSAR, 2018). Esta pérdida tiene consecuencias significativas, no solo en términos de servicios ecosistémicos para las comunidades locales, sino también para los procesos ecosistémicos fundamentales en los que estos ecosistemas desempeñan un papel clave (McLeod et al., 2011).

1.2 Ecosistemas de Carbono Azul

El concepto de Ecosistemas Carbono Azul (ECA) surgió para destacar la elevada capacidad de secuestro y almacenamiento de carbono de los ecosistemas costeros vegetados, en comparación con otros EC (McLeod et al., 2011; Howard et al., 2018). En particular, se denomina carbono azul (CA) al carbono acumulado en el suelo (sedimento), la biomasa aérea viva (hojas, ramas, tallos), la biomasa subterránea (raíces) y la biomasa muerta (detritus y madera muerta) (Howard et al., 2018), de ecosistemas como: manglares, humedales salinos y pastos marinos (Chmura et al., 2003; Duarte et al., 2010; Pendleton et al., 2012; Alongi, 2018; Lovelock & Duarte, 2019). Este carbono se captura mediante la fotosíntesis, incorporándose a la biomasa vegetal. A diferencia de los bosques terrestres, donde la biomasa muerta se degrada más rápidamente liberando dióxido de carbono a la atmósfera, en los ECA, el carbono se acumula en los sedimentos, donde las condiciones anóxicas y el alto porcentaje de humedad en el sedimento ralentizan la oxidación y degradación de esta materia orgánica (Chmura et al., 2003; McLeod et al., 2011; NASEM, 2017; Howard et al.,

2018).

Estos ecosistemas se encuentran en zonas costeras protegidas y de baja energía (Alongi, 2018; Lovelock & Reef, 2020). Cada uno de ellos presenta distribuciones y características particulares, sin embargo, comparten, además del CA, varios servicios ecosistémicos como la protección costera, el aporte de sedimentos a otros ecosistemas, función *nursery*, servicios culturales, entre otros (De Groot et al., 2007; Gedan et al., 2009; Barbieri et al., 2011; Friess, 2016). Además, funcionan como hábitats para la alimentación, reproducción y protección de diversas especies de vertebrados, incluyendo aves migratorias.

A pesar de ocupar sólo un 3% de la superficie terrestre, los ECA almacenan tres veces más carbono que los bosques terrestres, que cubren aproximadamente el 31% de la superficie del planeta (McLeod et al., 2011; RAMSAR, 2018; FAO, 2020). Esta capacidad se relaciona con su dinámica de acumulación de sedimentos y el proceso de acreción vertical, mediante el cual la columna de sedimento aumenta en espesor influenciada por diversos factores como la producción de materia orgánica y la deposición de sedimentos, favoreciendo el almacenamiento de carbono durante décadas o incluso siglos (Chmura et al., 2003; McLeod et al., 2011; Alongi, 2018).

Esta capacidad de acreción vertical permite que los ECA puedan adaptarse ante un aumento significativo del nivel del mar, de forma que alcancen un equilibrio entre el nivel del mar y la elevación del humedal. Sin embargo, una insuficiencia de sedimento para igualar su elevación resulta en la inundación y pérdida de superficie ocupada (McLeod et al., 2011; Kirwan & Mudd, 2012; Alongi, 2018). Esta falta de sedimentos puede ser consecuencia de actividades humanas aguas arriba, como el dragado de ríos o la extracción de arena para construcción, lo que implicaría una amplificación de los impactos ambientales por la acción antrópica (Alongi, 2018; RAMSAR, 2018; Lovelock & Reef, 2020). La acreción también puede verse afectada por una disminución en las comunidades vegetales, resultando en la pérdida de la heterogeneidad espacial y complejidad estructural características de los suelos de estos ecosistemas, afectando la sedimentación, aumentando la erosión, y generando que el carbono acumulado en el suelo pueda ser liberado hacia la atmósfera (Chmura et al., 2003; Nicholls & Cazenave, 2010; McLeod et al., 2011, RAMSAR, 2018).

Es igualmente importante considerar el impacto de los cambios en el uso del suelo como: deforestación de manglares, la desecación de humedales para desarrollos urbanos o agropecuarios, extracción de arena para construcción, etc.

Estos cambios, pueden resultar en la liberación a la atmósfera de gases de efecto invernadero (ej: metano y dióxido de carbono), generando un efecto contrario al servicio ecosistémico natural que el ecosistema proporciona (McLeod et al., 2011; NASEM, 2017; Alongi, 2018; Beers et al., 2020).

Para evaluar y monitorear los procesos asociados al almacenamiento y flujo de carbono en los ECA, se utilizan diversas metodologías, como el análisis de isótopos estables de carbono y nitrógeno. El estudio de estos isótopos contribuye a entender procesos clave debido a que se mantienen estables en el tiempo y esto permite identificar que ha ocurrido en los ecosistemas y su dinámica. Permite conocer procesos como la captura de carbono atmosférico mediante la fotosíntesis, el transporte y acumulación de carbono en sedimentos, y la integración de materia orgánica en la biomasa vegetal y subterránea (Squeo & Ehleringer, 2004).

El carbono presenta dos isótopos estables: el liviano ^{12}C y el pesado ^{13}C . El nitrógeno, por su parte, tiene el isótopo liviano ^{14}N y el pesado ^{15}N . Los procesos biológicos, químicos y físicos en la naturaleza alteran la relación entre estos isótopos livianos y pesados, generando variaciones que permiten reconstruir procesos ecológicos y comprender su dinámica (Hoefs, 2009). Para representar estas variaciones se mide la abundancia isotópica (δ) mediante un espectrómetro de masas. Esta medida expresa una desviación (en ‰) de la proporción isotópica de la muestra respecto a un estándar internacional (Vienna PeeDee Belemnite (VPDB) para $\delta^{13}\text{C}$, y el aire atmosférico (AIR) para $\delta^{15}\text{N}$).

Evaluar la abundancia isotópica de carbono en especies vegetales, permite conocer la vía fotosintética y así poder inferir acerca de las especies presentes en el área de estudio (Hoefs, 2009). Aquellas que presentan vía fotosintética tipo C3, muestran señales isotópicas entre -30 y -21‰ (O'Leary, 1988) y aquellas con vía fotosintética tipo C4,

valores entre -18 y -9‰ (O'Leary, 1988). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ permiten evaluar el origen (autóctono o alóctono) y la disponibilidad de nutrientes en estos ecosistemas (Hoefs, 2009). Evaluar la relación C/N también puede ayudar a comprender la calidad del material orgánico almacenado en los sedimentos y su estabilidad a largo plazo (Lamb et al., 2006; Yu et al., 2010).

1.3 Ecosistemas de Carbono Azul del Atlántico Sudoccidental

Los humedales de la región (sur de Brasil, Uruguay y el norte de la Patagonia Argentina), conocidos como humedales del Atlántico Sudoccidental, están dominados por pastos y juncos de las familias Cyperaceae, Juncaceae, Poaceae, entre otros (Isaach et al., 2006). Esta vegetación es clasificada como halófita debido a su adaptación a la salinidad (Piovan, 2016). Presentan además capacidad de crecimiento en suelos con baja concentración de oxígeno y cierta tolerancia a los cambios en el régimen de inundaciones (Howard et al., 2018). En aquellos humedales con poca influencia salina, la especie *Spartina densiflora* tiende a ser dominante. Por el contrario, en zonas más salinas, prevalecen *Spartina alterniflora* y especies de *Sarcocornia* spp. Sin embargo, en la mayoría de los humedales de la región, las especies de *Spartina* presentan una co-dominancia, donde *S. alterniflora* ocupa el intermareal bajo, debido a su mayor adaptación a la inundación, y *S. densiflora* se encuentra en el intermareal superior (Isaach et al., 2006; Martinetto et al., 2016). *Spartina alterniflora* es una especie determinada como exótica invasora en los humedales salinos de Argentina (Bortolus et al., 2015). Fue introducida desde América del Norte a principios del siglo XIX (Bortolus et al., 2015) y ha mostrado una notable capacidad de expansión en ambientes estuarinos. También, se clasifica como especie bioingeniera, dado que su presencia puede modificar la estructura de las comunidades nativas y alterar procesos ecosistémicos, como la dinámica de sedimentación y el almacenamiento de carbono (Bortolus et al., 2015; Brazeiro et al., 2021).

Por otro lado, la comunidad de macroinvertebrados también muestra adaptaciones a la vida en ambientes salinos y anaeróbicos (Spivak et al., 1997). En su mayoría, está compuesta por crustáceos, poliquetos y gasterópodos (CURE - IDCb, 2020; Gandini et al., 2023). Dentro de los crustáceos, se encuentran los decápodos, más conocidos como cangrejos. Estos organismos juegan un rol muy importante en esta comunidad, ya que se caracterizan por ser bioingenieros, es decir, que estructuran las relaciones entre los organismos dentro de los ecosistemas y, en cierta medida, controlan la tasa de acumulación de carbono total del sistema (Daleo et al.,

2022). La ausencia de estos cangrejos podría ocasionar impactos en el ecosistema (Iribarne et al., 1997; Spivak et al., 1997; Kirwan & Mudd, 2012), siendo que al alimentarse de especies vegetales, regulan su crecimiento (tanto positiva como negativamente) y por tanto, la cantidad de carbono retenido en ellas (Martinetto et al., 2016; Daleo et al., 2022). Se ha visto cómo las cuevas generadas por los cangrejos, alteran los flujos de carbono en los ecosistemas, dejándolo accesible tanto para otras especies, como para ser movilizadado hacia otros sistemas (Iribarne et al., 1997; Escapa et al., 2008; Fanjul et al., 2015; Martinetto et al., 2016).

En Uruguay, existen dos tipos de ECA: las praderas de pastos marinos ubicadas principalmente en las lagunas costeras del este de la costa oceánica uruguaya (Bonilla et al., 2006; Rodríguez-Gallego et al., 2015) y los humedales salinos, distribuidos en toda la costa de Uruguay (Delgado et al., 2019; CURE - IDCa, 2020; Sosa et al 2023). La información generada hasta la fecha sobre los humedales salinos en Uruguay es escasa, a pesar de que algunos de ellos forman parte de los sistemas de protección ambiental, tanto nacionales (Humedales de Santa Lucía, Laguna de Rocha - Sistema Nacional de Áreas Protegidas) como departamentales (Cuenca media arroyo Solís Grande - Areas Protección Ambiental (CURE - IDCa, 2020)). Dentro de estas zonas se realizaron estudios base para desarrollar los planes de manejo, aunque muy pocos consideran el carbono azul como servicio ecosistémico.

El primer trabajo sobre este servicio ecosistémico en humedales salinos de Uruguay se realizó a partir de un acercamiento a la valoración económica que presenta el carbono azul en los humedales del arroyo Maldonado (Pucciarelli et al., 2019) Recientemente se han desarrollado tesis de grado de la Lic. en Ciencias Biológicas, en las cuales se da una primera aproximación de stock de carbono de la cuenca baja del Río Santa Lucía (Eugui, 2024), la Laguna de Castillos (Gómez, 2025) y la Laguna de Rocha (Gongora en prep).

El avance en las investigaciones acerca de este tema innovador en la ciencia global por su vínculo directo con el cambio climático, se hace entonces necesario. En este marco, se desarrolla el presente trabajo con el objetivo de evaluar la influencia de la actividad de los cangrejos en la acumulación de carbono en la zona baja del humedal del arroyo Solís Grande. Además se analizará el origen de la materia orgánica presente en el ecosistema, con el fin de generar herramientas que aporten a la conservación de estos ecosistemas costeros.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

- Determinar la acumulación de carbono en la zona baja del humedal salino del arroyo Solís Grande considerando las matrices ambientales de sedimento, biomasa subterránea y aérea, así como la influencia de la actividad de los cangrejos.

2.2 Objetivos específicos

- Cuantificar el stock de carbono acumulado en los sedimentos, biomasa vegetal aérea y subterránea en dos sitios de la zona baja del humedal, considerando diferente densidad de cangrejos.
- Establecer la relación entre la actividad de los cangrejos y el stock de carbono.
- Realizar una primera aproximación del origen de la materia orgánica en sedimento y biomasa a partir de análisis isotópicos de carbono (^{13}C) y nitrógeno (^{15}N).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El arroyo Solís Grande ($34^{\circ}46'43''\text{S}$ $55^{\circ}23'46''\text{W}$) tiene sus nacientes en las sierras del departamento de Lavalleja, fluye limitando los departamentos de Canelones y Maldonado, hasta desembocar en el Río de la Plata, presentando una cuenca con una superficie aproximada de 1400 km^2 (CURE - IDCa, 2020).

La zona de estudio (Figura 1) se encuentra cercana a un área protegida dentro del Sistema Departamental de Áreas de Protección Ambiental de Canelones denominada “Cuenca media arroyo Solís Grande”. Esta Área de Protección Ambiental (APA) presenta una diversidad de ecosistemas y especies prioritarias para la conservación, además de una gran heterogeneidad espacial, incluyendo dunas, montes nativos y humedales salinos (IDC, sf). Los humedales están dominados por especies vegetales de *Spartina alterniflora*, *Spartina densiflora*, *Juncus acutus* y *Sarcocornia ambigua*, asociados a cangrejos como *Neohelice granulata* y *Uca uruguayensis*, formando cangrejales con gran relevancia cultural. Sin embargo, estos se han visto afectados por el sobrepastoreo del ganado (CURE - IDCa, 2020).

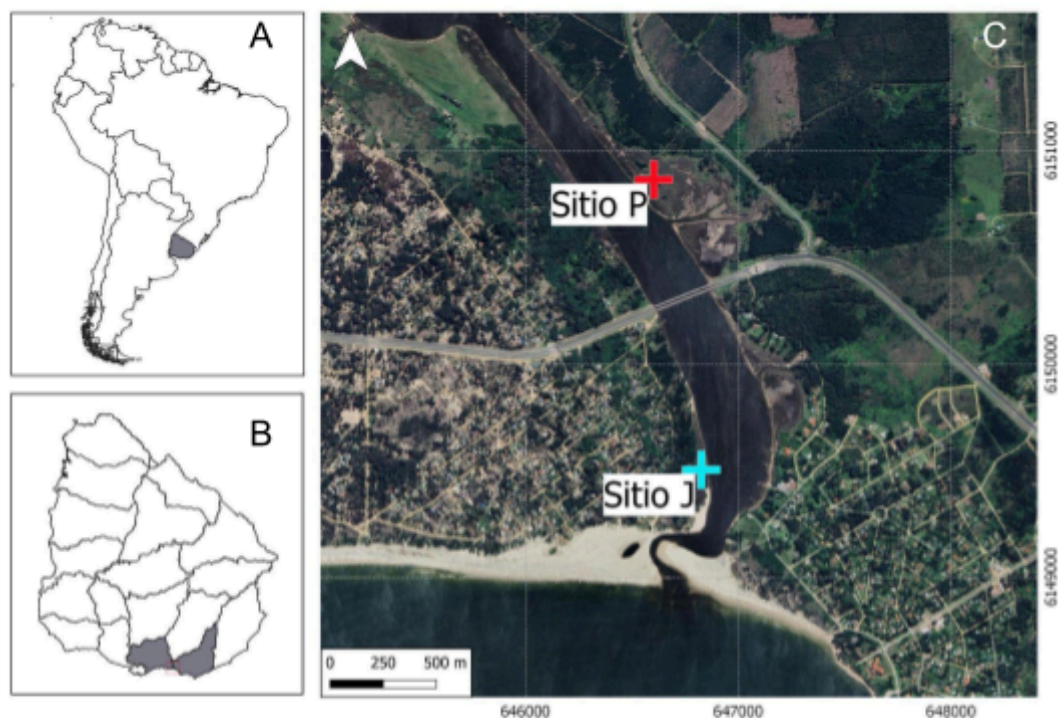


Figura 1. A. Sudamérica con Uruguay marcado en gris. B. Localización del área de estudio en Uruguay con los departamentos de Canelones y Maldonado pintados de gris. C. Imágen satelital de la desembocadura del arroyo Solís Grande, indicando los sitios de muestreo J (celeste) y P (rojo). Coordenadas en metros, sistema de proyección UTM (elaboración propia usando QGIS).

3.2 Colecta de muestras

Se realizó un muestreo en verano 2024 (diciembre 2023 - enero 2024), época en la cual la biomasa vegetal alcanza su máximo (Howard et al. 2018). Esto es importante para lograr una estimación certera de la cantidad de carbono almacenado en los humedales (Howard et al., 2018).

Con el fin de abarcar mayor heterogeneidad espacial y ambiental en la parte baja del humedal, se determinaron 2 sitios (Figura 1), uno de ellos al norte del puente de la ruta Interbalnearia, sobre la orilla este (“Sitio P”) y otro al sur del puente, sobre la orilla oeste (“Sitio J”). En cada sitio se seleccionaron dos puntos de muestreo (P1 y P2; J1 y J2), considerando como factor limitante la presencia de parches sin cangrejos, reflejado en la densidad de cuevas (Marinetto et al., 2016). A su vez, dentro de estos puntos, se determinaron cuadrantes con presencia de cangrejos (C) y cuadrantes con menor densidad de cuevas (S) (Figura 2).



Figura 2. Diseño de muestreo en los sitios J y P. Cada sitio incluyó dos puntos de muestreo (J1–J2; P1–P2), con cuadrantes diferenciados por presencia de cangrejos (C) y menor densidad de cuevas (S).

En ambos sitios se determinaron *in situ* variables fisicoquímicas del agua: oxígeno disuelto, temperatura y salinidad con una sonda multiparamétrica y profundidad del suelo con una varilla de acero de 2 metros de largo. Se colectaron 3 muestras de sedimento superficial (aproximadamente 100 g por muestra) por cuadrante para analizar la composición granulométrica.

Para la toma de muestras, se diseñó un protocolo contemplando la sensibilidad del ecosistema a disturbios antropogénicos (pisadas, ruidos, etc.) generados por la toma de muestras. En primer lugar, se determinaron los cuadrantes con y sin cangrejos y se marcaron para ser ubicados posteriormente, cuidando de no pisarlos. Una vez ubicados, el primer factor a determinar correspondió a la densidad de cuevas, que se realizó mediante un conteo directo, asumiendo que cada cueva corresponde a un cangrejo (Iribarne et al. 1997; Martinetto et al. 2016). El conteo se llevó a cabo en un cuadrante de 0,5 m x 0,5 m de acuerdo con la metodología establecida en el plan de monitoreo del cangrejal (CURE - IDCb, 2020). Este tipo de muestreo, asegura una forma de estimar la densidad de manera no extractiva. Esto es importante ya que la extracción de cangrejos en este sistema, se encuentra regulada y bajo la protección del APA (Resolución MGAP N°036/2020; CURE - IDCa, 2020). Luego de realizado el conteo, se colectaron las muestras de sedimento para evaluar la comunidad de macrofauna bentónica. Para esto, se colectaron 3 réplicas, con corers de 30 cm de profundidad y 10 cm de diámetro, dentro de los cuadrantes para relacionar la densidad de cangrejos con las comunidades bentónicas presentes y la acumulación de carbono. Las muestras de macrofauna se lavaron y tamizaron *in situ* en una malla de 500 µm; posteriormente se fijaron con alcohol al 70% para su análisis de laboratorio.

Luego se colectaron las muestras para evaluar el contenido de carbono considerando el sedimento y la biomasa vegetal (aérea y subterránea). Para estimar la cantidad de carbono en el sedimento, se colectó un testigo de sedimento en cada cuadrante, utilizando una barrena rusa (medio cilindro de 50 cm de largo por 5,5 cm de diámetro) (total 8 testigos). Según Howard et al. (2018), se recomienda colectar muestras de sedimento hasta un metro de profundidad, sin embargo esto no fue posible por la compactación del sedimento en ambos sitios. De esta manera, el contenido de carbono se determinó entre 0-50 cm y se extrapoló hasta los 100 cm.

Debido a las características del sedimento, generalmente los primeros centímetros (5-10 cm) no se logran extraer con la barrena y pueden perderse. Por lo que, en aquellos puntos que fue necesario, se colectaron muestras verticales de sedimento superficial con tubos de plástico (tipo Falcon, 50 mL). Los testigos de sedimento se conservaron en frío (4 °C) y oscuridad hasta su procesamiento en el laboratorio.

Para determinar el contenido de carbono en la biomasa subterránea, se extrajeron 2 cores de 30 cm de profundidad y 10 cm de diámetro, por cuadrante, los cuales se preservaron para su posterior tamizado en el laboratorio.

Para la cuantificación del carbono en la biomasa aérea, se contaron y midieron la altura de cada uno de los tallos colectados dentro del cuadrante de 0,5 m x 0,5 m. Luego se colectaron aproximadamente 30 tallos de cada cuadrante para determinar en el laboratorio la biomasa de los mismos.

3.3 Análisis de muestras en laboratorio

3.3.1 Parámetros granulométricos

Para cada cuadrante se determinó la composición granulométrica del sedimento superficial de acuerdo con el método descrito por Suguio (1973). Se utilizó la escala granulométrica de Wentworth y determinaron los parámetros estadísticos planteados por Folk & Ward (1957).

3.3.2 Estimación del carbono en los testigos de sedimento

Los testigos de sedimentos colectados se retiraron de la heladera 12 horas antes de su procesamiento. Cada testigo fue analizado de forma continua. En primer lugar se realizó una caracterización visual, considerando el color, según la hoja GLEY 1 del Sistema de Notación Munsell (Figura 3). También se determinó manualmente la textura, para luego, teniendo en cuenta la presencia de raíces/rizomas vegetales, establecer los diferentes estratos.

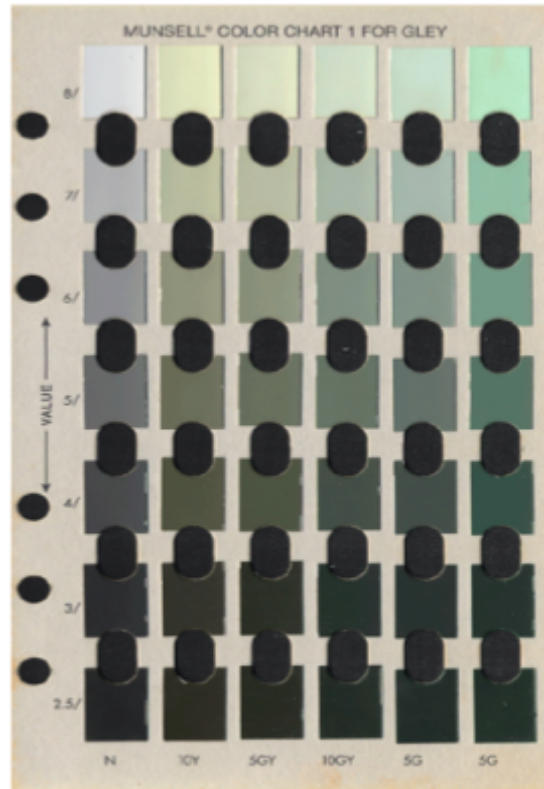


Figura 3. Hoja GLEY 1 del Sistema de Notación Munsell.

Para determinar la cantidad de carbono, cada testigo fue submuestreado cada 1 centímetro con una jeringa graduada, conociéndose el volumen de cada submuestra de sedimento. Las submuestras fueron secadas a 60 °C hasta lograr un peso estable (48 hs aproximadamente). A partir de estas muestras se evaluaron 2 parámetros: densidad aparente del sedimento (DAp) y porcentaje de carbono orgánico (%Corg) (Howard et al. 2018).

Densidad aparente del sedimento (DAp):

La densidad aparente es una medida que refleja la densidad (o compactación) del sedimento. Esta propiedad depende del método de muestreo, además de las características naturales del suelo.

La DAp se estimó en los diferentes estratos de los testigos de sedimento a partir de las submuestras, peso seco y volumen original, según la **ecuación 1** (Howard et al. 2018):

$$(1) DAp (g/cm^3) = peso\ seco(g) / volumen\ inicial\ de\ la\ muestra (cm^3)$$

Porcentaje de carbono orgánico (%Corg):

En la totalidad de los estratos se determinó el porcentaje de materia orgánica total (%MOT), según el procedimiento de pérdida por ignición (Byers et al., 1978). Se pesaron aproximadamente 2 g de sedimento húmedo, se secaron a 60 °C y se colocaron en la mufla a 500 °C por 3 hs aproximadamente. El %MOT se calculó realizando la diferencia de pesos entre las muestras húmedas, secas y quemadas, respectivamente.

Para establecer el porcentaje de carbono (%Corg), se identificaron de forma representativa 5 submuestras por testigo de sedimento en cada cuadrante. Dichas submuestras ya secadas a 60 °C, se trituraron con un mortero de Ágata hasta lograr una consistencia de polvo fino. Una vez lograda la consistencia se pesaron aproximadamente 0,05 g de muestra y se encapsularon en cápsulas de estaño. Las diferentes muestras se enviaron para su análisis de elementos al laboratorio Stable Isotope Facility de la Universidad UC Davis (California, Estados Unidos).

Para estimar el porcentaje de carbono orgánico (%Corg) a partir del carbono total (%C), se evaluó la relación entre el contenido de materia orgánica total (%MOT) y %C. Para ello, se exploró la ecuación de mejor ajuste, seleccionando aquella con mayor coeficiente de determinación (R^2).

Posteriormente, se calculó la cantidad de carbono orgánico del sedimento (CCorg) para cada sub muestra según la siguiente **ecuación 2** (Howard et al. 2018):

$$(2) \quad CCorg \text{ (g/cm}^2\text{)} = \text{Densidad aparente (g/cm}^3\text{)} \times (\%Corg/100) \times \text{ancho de la submuestra (1 cm)}$$

Los valores de CCorg de cada submuestra se sumaron para obtener la cantidad de carbono orgánico (hasta los 50 cm) en los testigos de cada uno de los puntos de muestreo en g/cm².

3.3.3 Carbono en la biomasa subterránea (CBS)

El carbono presente en la biomasa subterránea se evaluó a través de las raíces, rizomas y detritus presentes en el sedimento (Howard et al., 2018). Cada muestra se lavó sobre un tamiz de 1 mm, se separaron visualmente raíces y rizomas para luego secarlos en el horno a 60 °C hasta llegar a un peso seco constante (entre

36-48 horas) (Howard et al., 2018).

La biomasa subterránea (BS) se determinó de la siguiente manera:

- $BS (g) = Masa\ seca (g) / Masa\ húmeda (g)$
- $BS\ por\ área (g/cm^2) = BS (g) / Área\ muestreada (cm^2)_{subterr}$
- $BS\ promedio (g/cm^2) = (BS\ de\ m1 + BS\ de\ la\ m2 + ... + BS\ de\ mn) / n.$

Para determinar el %C presente en la BS (%Corg(subt)) del área muestreada, se colectaron 8 muestras (representativas de cada punto), las mismas se secaron a 60 °C y se trituraron con un mortero de Ágata hasta lograr una consistencia uniforme (textura arenosa). Posteriormente se pesaron en balanza de precisión ($\pm 0,001$ g) aproximadamente 0,003 g de muestra y se encapsularon en cápsulas de estaño para ser enviadas a la Universidad de Davis para realizar el análisis de elementos y así obtener el valor de %Corg(subt). Luego, se multiplicó el promedio de la biomasa (g/cm^2) por esta cantidad de carbono orgánico según la **ecuación 3**:

$$(3) \text{ CBS} = \text{Promedio de la biomasa subterránea } (g/cm^2) * \%Corg(subt)$$

3.3.4 Carbono en la biomasa aérea (CBA)

Para estimar la biomasa aérea se realizaron curvas alométricas específicas para cada especie vegetal dominante a partir de la relación entre el largo del tallo y su peso seco. Estas curvas permiten proyectar el peso seco de los tallos en función de su largo. Para esto, los tallos medidos y pesados, se secaron a 60 °C hasta lograr un peso estable (aproximadamente 48 horas). La ecuación obtenida con este análisis, se aplicó a la altura de las plantas medidas en campo para obtener la estimación de la biomasa total dentro de los diferentes cuadrantes.

Para determinar el %C presente en esta biomasa aérea (%Corg(aéreo)), al igual que para el sedimento, un subconjunto de muestras fue enviado al exterior para determinar el %Corg(aéreo). Se usaron 8 tallos, cada uno representativo de cada cuadrante de muestreo. Estos fueron secados a 60 °C y triturados con un mortero de ágata hasta lograr una consistencia uniforme (textura arenosa). Una vez lograda la consistencia, se pesaron en balanza de precisión ($\pm 0,001$ g) aproximadamente 0,002

g de muestra y se encapsularon en cápsulas de estaño, para ser enviadas a la Universidad de Davis para realizar el análisis de elementos.

Una vez obtenido el %Corg(aéreo), se multiplicó por la biomasa de cada tallo estimada con la ecuación alométrica (kg). Luego se sumaron todos los valores correspondientes al contenido de carbono de cada tallo para determinar el contenido de carbono total (kilogramo de carbono: kgC) para el tamaño del cuadrante en cuestión (m²), siguiendo la **ecuación 4**.

$$(4) \text{ CBA (kg C/m}^2\text{)} = [\text{Biomasa estimada del tallo (kgC)} * \% \text{Corg(aéreo)}] / \text{Área del cuadrante (m}^2\text{)}$$

3.3.5 Comunidad de macrofauna

Las muestras de macrofauna, previamente fijadas en alcohol al 70%, fueron procesadas en el Laboratorio de Oceanografía y Ecología Marina (OEM) de la Facultad de Ciencias. Se observaron bajo lupa binocular, se separaron los individuos presentes y se contabilizó la abundancia. Posteriormente, los organismos fueron identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible.

3.4 Análisis isotópico

Para realizar una aproximación al origen de la materia orgánica en el sedimento y en la biomasa aérea (plantas tipo C3 y C4), se realizó la determinación de isótopos estables en un pool de muestras representativas de cada matriz (40 de sedimento, 7 de biomasa subterránea y 8 de biomasa aérea). Las muestras fueron procesadas según lo descrito anteriormente (ver ítems 3.3.2- 3.3.4), ubicadas en una placa de pocillos y enviadas a la Universidad de Davis para realizar el análisis de elementos y así poder obtener el porcentaje de carbono y nitrógeno además de los valores isotópicos $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$.

3.5 Análisis de datos

Para obtener las ecuaciones de mejor ajuste entre el %C y %MOT para los testigos de sedimento (ítem 3.2.2) así como entre el largo de los tallos y su peso seco para la biomasa aérea (curva alométrica, ítem 3.3.4), se exploraron los gráficos de dispersión, y las ecuaciones que mejor describieron las relaciones entre las variables

teniendo en cuenta el coeficiente de determinación (R^2) utilizando el programa SigmaPlot versión 10.0.

Los valores de carbono de los diferentes componentes (sedimento, biomasa vegetal y subterránea) fueron convertidos a valores de megagramos de carbono por hectárea (MgC/há), para compararlos con otros estudios internacionales.

Para los testigos de sedimento y biomasa subterránea se siguió la **ecuación 5**:

$$(5) \text{ Carbono total (MgC/há)} = \text{Suma de carbono (g/cm}^2\text{)} \times (1 \text{ Mg}/1\,000\,000 \text{ g}) \times (100\,000\,000 \text{ cm}^2/\text{há})$$

Para la biomasa vegetal aérea la conversión se realizó siguiendo la **ecuación 6**:

$$(6) \text{ CBA (MgC/há)} = \text{CBA (kgC/m}^2\text{)} \times (1 \text{ Mg}/1000 \text{ kg}) \times (10000 \text{ m}^2/\text{há})$$

También se aproximó el stock de carbono extrapolado al área total del humedal salino del arroyo Solís Grande; para esto se consideró el área total que ocupa del ecosistema determinada por Soutullo et al. (2020). Por último, se analizó el porcentaje de acumulación de cada matriz (sedimento, biomasa subterránea y aérea), teniendo en cuenta el aporte diferencial en el total del contenido de carbono.

Para realizar una aproximación sobre el origen de la materia orgánica, los valores isotópicos obtenidos fueron comparados con los rangos característicos de las principales fuentes de materia orgánica en los humedales del Atlántico Sudoccidental, según Botto et al. (2011). Se consideraron las señales de: material particulado de origen marino/estuarino (MOPe, principalmente fitoplancton marino, $\delta^{13}\text{C} \approx -19\text{‰}$) y plantas terrestres tipo C3 ($\delta^{13}\text{C} \approx -26,5\text{‰}$) y C4 ($\delta^{13}\text{C} \approx -13\text{‰}$).

Se realizó una exploración de los datos mediante el biplot de $\delta^{13}\text{C}$ vs $\delta^{15}\text{N}$ para observar las contribuciones de las diferentes fuentes (marino, terrestre) al carbono presente en los testigos, biomasa subterránea y aérea. Además, se realizó un biplot considerando $\delta^{13}\text{C}$ vs C/N, e interpolando el resultado al modelo de Lamb et al. (2006).

3.6 Análisis estadísticos

Para asegurar que los valores de carbono de los testigos de sedimento se mantienen constantes por debajo de los 50 cm, se exploró el coeficiente de variación (CV), aceptando una variación de hasta 30%. Teniendo en cuenta la variación de los datos, se realizó un promedio de los últimos 20 cm (centímetros 30 al 50), tanto del valor de %Corg como de DAp de cada testigo. Con estos valores se calculó CCorg siguiendo las ecuaciones (1) y (2). De esta forma, se obtuvo el valor promedio de CCorg para esos 50 cm faltantes. Este valor se sumó al valor obtenido por la sumatoria de los primeros 50 cm, obteniendo así, el valor de CCorg total para cada testigo de sedimento.

Para explorar la presencia de diferencias en el %Corg, en los testigos de sedimento (hasta los 50 cm) y en la biomasa aérea se testeó la normalidad (test de Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianza (test de Levene). En los casos que no se cumplieron los supuestos, se utilizaron análisis no paramétricos: test de Mann-Whitney para comparar entre 2 grupos y Kruskal-Wallis para más de 2 grupos. Se consideraron significativamente diferentes, aquellos análisis que mostraron un p-valor menor a 0,05 y muy significativas aquellos que mostraron un p-valor menor a 0,01.

Para analizar diferencias en el %Corg, tanto en los testigos de sedimento (%Corg) como en la biomasa aérea (%Corg(aéreo)), se agruparon los datos por sitio (J y P), sin distinguir entre puntos de muestreo ni presencia/ausencia de cuevas, y se aplicó el test de Mann-Whitney. Posteriormente, se evaluó el efecto de la presencia/ausencia de cuevas J1C y J2C vs. J1S y J2S; P1C y P2C vs. P1S y P2S) y del punto de muestreo (J1C, J1S, J2C y J2S; P1C, P1S, P2C y P2S) sobre el %Corg, mediante el test de Kruskal-Wallis. En los casos en que se detectaron diferencias significativas, se aplicó post-hoc el test de Dunn para comparaciones múltiples, con ajuste de *p*-valores mediante el método de Bonferroni.

Por último, para evaluar la relación entre número de tallos y cantidad de cuevas, se analizó la correlación entre ambas variables mediante el coeficiente de Spearman. Todos los análisis estadísticos se realizaron con RStudio.

4. RESULTADOS

4.1 Parámetros fisicoquímicos

Tabla 1. Valores de los parámetros fisicoquímicos para cada punto de muestreo tomados *in situ*.

Punto de muestreo	Temperatura del agua (°C)	Salinidad	Profundidad del suelo (m)
J1	25,7	7,1	1,5
J2			>2
P1	29	2,9	1,3
P2			1,2

La temperatura del agua del sitio P fue mayor que en el sitio J (Tabla 1). Se observaron valores más altos de salinidad en el sitio J (Tabla 1). La profundidad del suelo, varió entre 1,2 y >2 metros (Tabla 1).

4.2 Análisis granulométrico superficial

El análisis granulométrico del sedimento superficial del sitio J, mostró una dominancia de arena fina (58,3%), seguida de arena muy fina (25,8%) y arena media (1,9%). Según los parámetros de Folk & Ward (1957), el sedimento se clasificó como moderado y bien seleccionado, con asimetría variable (negativa, simétrica y positiva) y curtosis también variable entre las diferentes muestras (muy leptocúrtica, mesocúrtica y platicúrtica). En superficie, las texturas observadas correspondieron a fango arenoso, seguido de arena (Tabla 2).

En el sitio P, se observó un predominio de arena muy fina (36,0%) seguido de arena fina (35,6%) y arena media y gruesa (28,4%). De acuerdo con la clasificación de Folk & Ward (1957), este sitio presentó una selección que varió entre moderada y

mala, una asimetría negativa/simétrica y una curtosis platicúrtica. En superficie, las texturas observadas correspondieron a fango arenoso (Tabla 2).

Tabla 2. Parámetros granulométricos (grupo textural, media, selección, asimetría y curtosis) calculados según el método de Folk & Ward (1957) para los sitios J y P.

	SITIO J	SITIO P
Grupo textural predominante	Fango arenoso/ Arena	Fango arenoso
Media (por tamaño de grano promedio)	Arena muy fina/ Arena fina	Arena fina
Selección	Moderadamente seleccionado bien seleccionado/ Moderadamente seleccionado	Moderadamente seleccionado/ Mal seleccionado
Asimetría	Negativa/simétrica/positiva	Negativa/simétrica
Curtosis	Muy leptocúrtica/ Mesocúrtica/ Platicúrtica	Platicúrtica/ Muy platicúrtica

4.3 Descripción visual y textural de los testigos de sedimento

La descripción visual de los testigos mostró que en general, los primeros 10-15 cm de los 8 testigos, presentaron texturas arenosas y presencia de raíces. En cuanto a los colores, cada testigo presentó un conjunto de colores diferentes.

4.3.1 Sitio J

El testigo J1C (Figura 4) fue dividido en 2 unidades: 0-35 cm y 35-50 cm. No se observaron raíces en ninguna de las unidades. Las unidades mostraron variaciones en la textura y en el color del sedimento. La primera unidad (0-35 cm) presentó una textura de fango arenoso, con mayor cantidad de arena fina, y un color GLEY 1 - 3/10Y. La segunda unidad (35-50 cm) mostró una textura de arena fangosa, con mayor presencia de arena gruesa y un color GELY 1 - 2.5/5GY.

El testigo J1S (Figura 4) fue dividido en cuatro unidades: 0–5 cm, 5–27 cm, 27–36 cm y 36–50 cm. Se observaron raíces a lo largo de todo el perfil, con mayor concentración en los primeros 5 cm y en los últimos 25 cm. Las unidades presentaron variaciones tanto en los grupos texturales como en la coloración del sedimento. La primera unidad (0–5 cm) mostró una textura de arena fangosa, con mayor proporción de arenas, y un color GLEY 1 – 4/10Y. La segunda unidad (5–27 cm) presentó una textura de fango arenoso y un color GLEY 1 – 3/10Y. Las unidades inferiores, tercera (27–36 cm) y cuarta (36–50 cm), presentaron textura de arena fangosa, con mayor densidad de raíces. Los colores observados fueron GLEY 1 – 4/10Y y GLEY 1 – 3/10Y, respectivamente.

El testigo J2C (Figura 4) se dividió en tres unidades: 0–29 cm, 29–34 cm y 34–50 cm. No se observaron raíces en ninguna de las unidades. Las capas presentaron diferencias en textura y coloración. La primera unidad (0–29 cm) mostró una textura de fango consolidado, ligeramente arenoso, y un color GLEY 1 – 3/10Y. La segunda unidad (29–34 cm) presentó una textura de arena fangosa, con mayor proporción de arenas, y un color GLEY 1 – 3/10GY. Finalmente, la tercera unidad (34–50 cm) correspondió a un fango arenoso, con aumento de arenas hacia el fondo del perfil, y color GLEY 1 – 3/10Y.

El testigo J2S (Figura 4) fue dividido en cuatro unidades: 0-3 cm, 3-21 cm, 21-35 cm, 35-50 cm. Se observaron raíces en los primeros 20 cm del perfil, con mayor presencia en la parte superior. Las unidades variaron en cuanto a textura y color del sedimento. La primera unidad (0-3 cm) presentó una textura de fango arenoso y un color GLEY 1 - 3/10Y. La segunda unidad (3-21 cm) mostró una textura de fango consolidado, y un color GLEY 1 - 2.5/N. La tercera unidad (21–35 cm) correspondió a una arena fangosa, con mayor proporción de arena gruesa, y un color GLEY 1 – 4/5GY. Finalmente, la cuarta unidad (35–50 cm) también presentó una textura de arena fangosa y un color GLEY 1 – 3/10Y.

Todos los testigos del sitio J presentaron líneas de color anaranjado, generalmente por debajo de los 20 cm de profundidad (Figura 4).

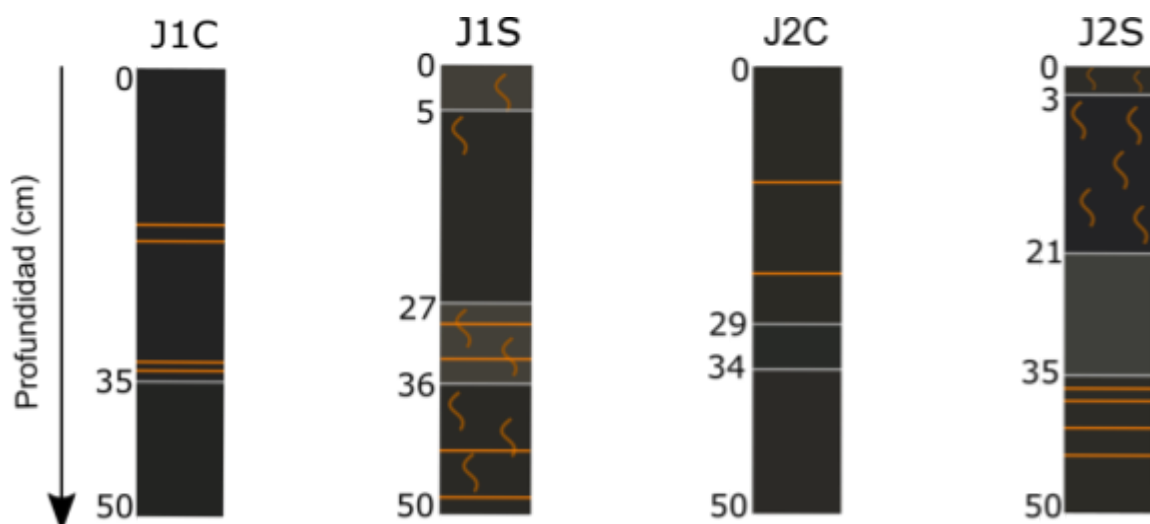


Figura 4. Representación litológica de los testigos de sedimento del Sitio J (0-50cm) indicando los estratos según la descripción visual, caracterización según grupos texturales y colores de acuerdo a la tabla Munsell. Las líneas naranjas representan zonas con mayor oxidación y las líneas naranjas curvas representan la presencia de raíces.

4.3.2 Sitio P

El testigo P1C (Figura 5) fue dividido en tres unidades: 0–15 cm, 15–30 cm y 30–50 cm. Se observaron raíces a lo largo de todo el perfil, con mayor densidad en los primeros 15 cm. Las unidades presentaron variaciones en la textura y en la coloración del sedimento. La primera unidad (0–15 cm) presentó una textura de fango limo-arenoso y un color GLEY 1 – 2.5/5GY. La segunda unidad (15–30 cm) mostró una textura de arena fangosa y un color GLEY 1 – 3/10Y. Finalmente, la tercera unidad (30–50 cm) correspondió a un fango arenoso, con el mismo color observado: GLEY 1 – 3/10Y.

El testigo P1S (Figura 5) se dividió en cuatro unidades: 0–18 cm, 18–25 cm, 25–39 cm y 39–50 cm. Se observaron raíces a lo largo de todo el perfil, con mayor densidad en los primeros 25 cm. Las unidades presentaron variaciones texturales y en la coloración del sedimento. La primera unidad (0–18 cm) mostró una textura de fango consolidado y un color GLEY 1 – 2.5/10Y. La segunda (18–25 cm) y tercera unidad (25–39 cm) presentaron una textura de fango arenoso, con baja proporción de arena, y colores GLEY 1 – 3/5GY y GLEY 1 – 2.5/10GY, respectivamente. Finalmente, la cuarta unidad (39–50 cm) presentó una textura de arena fangosa, con predominancia de arenas, y un color GLEY 1 – 4/5GY.

El testigo P2C (Figura 5) fue dividido en tres unidades: 0–21 cm, 21–42 cm y 42–50 cm. Se observaron raíces en los primeros 20 cm del perfil. Las unidades presentaron variaciones en la textura y en la coloración del sedimento. La primera

unidad (0–21 cm) y la segunda (21–42 cm) mostraron una textura de fango arenoso, con colores GLEY 1 – 3/5GY y GLEY 1 – 4/5GY, respectivamente. Finalmente, la tercera unidad (42–50 cm) presentó una textura de arena fangosa y un color GLEY 1 – 4/5GY.

El testigo P2S (Figura 5) se dividió en tres unidades: 0-17 cm, 17-30 cm, y 30-50 cm. Se observaron pocas raíces, principalmente en la segunda unidad. Las unidades presentaron variaciones en la textura y en la coloración del sedimento. La primera unidad (0-17 cm) presentó una textura de fango arenoso y un color GLEY 1 -3/5GY. La segunda unidad (17-30 cm) presentó textura de fango arenoso y un color GLEY 1 - 2.5/10Y. Finalmente, la tercera unidad (30-50 cm) presentó textura de arena fangosa y un color GLEY 1 - 3/10GY.

Los testigos P12 y P2C presentaron líneas de color anaranjado, que al igual que en el sitio J de distribuyeron por debajo de los 20 cm (Figura 5). Asimismo, todos los testigos presentaron raíces.

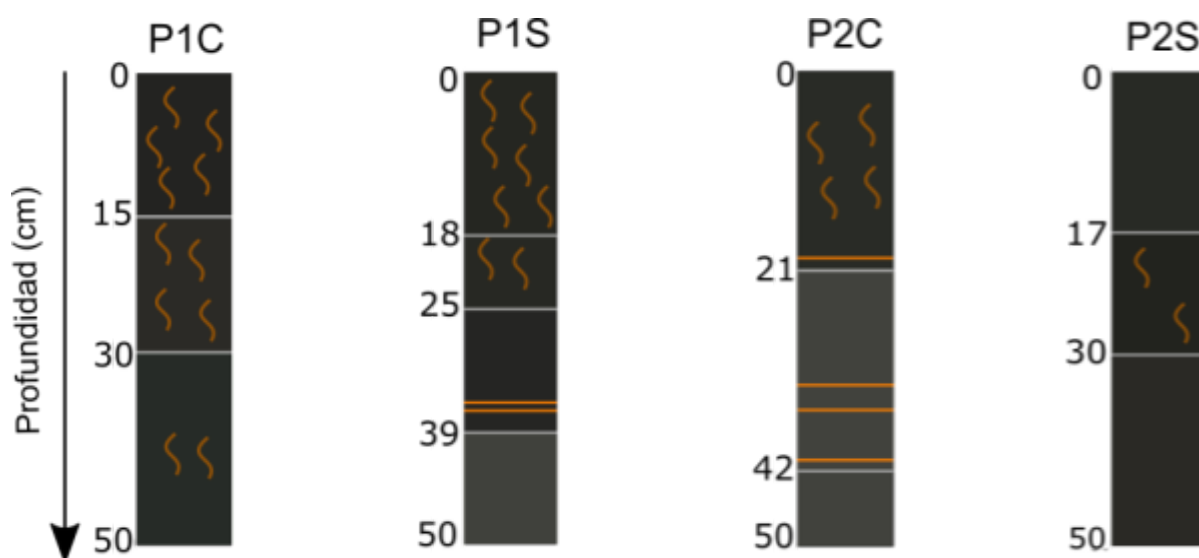


Figura 5. Representación litología de los testigos de sedimento del sitio P (0-50cm) indicando los estratos según la descripción visual, caracterización según grupos texturales y colores de acuerdo a la tabla Munsell. Las líneas naranjas representan zonas con mayor oxidación y las líneas naranjas curvas representan la presencia de raíces.

4.4 Carbono en los testigos de sedimento

Los análisis de regresión para explorar las relaciones entre %MOT y %Corg de ambos sitios, mostraron que las ecuaciones de mejor ajuste fueron del tipo lineal ($y =$

$m \cdot x + n$), para el sitio J la ecuación quedó de forma: $\%Corg = 0,0231 \cdot \%MOT + 0,0118$, $n=17$, $R^2 = 0,83$ mientras que para el sitio P: $\%Corg = 0,320 \cdot \%MOT - 0,0316$, $n=20$, $R^2 = 0,97$ (Figura 6).

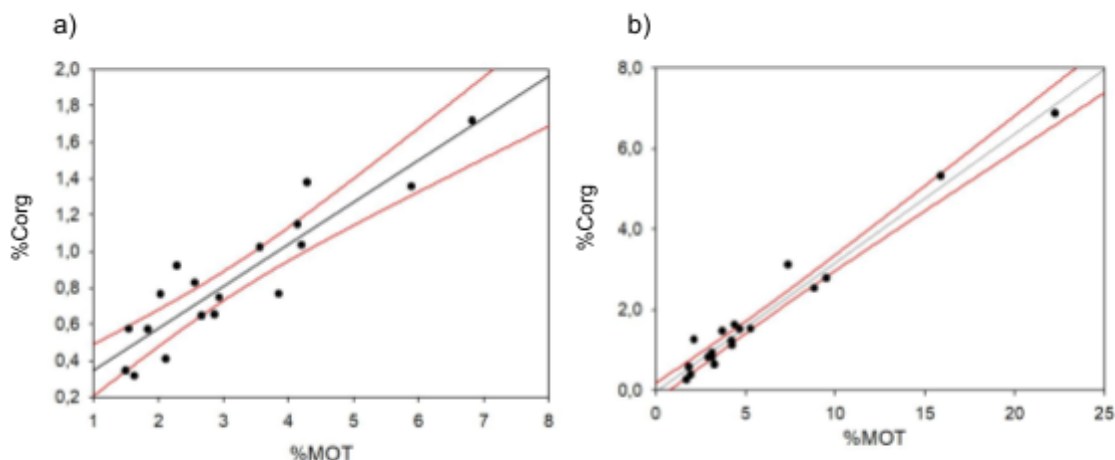


Figura 6. Relación entre el porcentaje de materia orgánica (%MOT) y de carbono orgánico (%Corg) en submuestras de sedimento de los testigos del Sitio J (a) y P (b). Las líneas rojas representan el intervalo de confianza del 95 %.

A partir de las ecuaciones se calcularon los %Corg a lo largo de los testigos de sedimento y se realizaron perfiles verticales de %Corg hasta una profundidad de 50 cm (Figura 7). En general, se observó una mayor concentración de %Corg en los primeros centímetros de la columna de sedimentos, con una tendencia decreciente hacia capas profundas. Esta disminución fue más pronunciada en algunos puntos, donde los valores superficiales superaron el 7% (P1S) y descendieron rápidamente en los primeros 10–15 cm. Los otros perfiles mostraron una distribución más homogénea, con valores de %Corg relativamente bajos y estables en toda la columna.

Al evaluar los coeficientes de variación de los últimos centímetros (30 a 50 cm) de los diferentes testigos de sedimento, se encontraron variaciones entre 13,2% y 24,4% (Tabla 3), por lo que se decidió realizar la extrapolación. Esto permitió inferir valores de %Corg entre los 50 y 100 cm de entre 0,69 y 1,1% para el sitio J y entre 0,57 y 1,0% para P.

De forma más detallada, en el sitio J, el cuadrante J1C presentó valores que oscilaron entre 0,46% y 1,69% y mientras que J1S osciló entre 0,47% y 1,57%. Por otro lado, el cuadrante J2C registró los valores máximos y mínimos del sitio J (0,46% y 1,69%, respectivamente), mientras que en J2S los valores fluctuaron entre 0,62% y 1,48% (Figura 7) (Tabla 3).

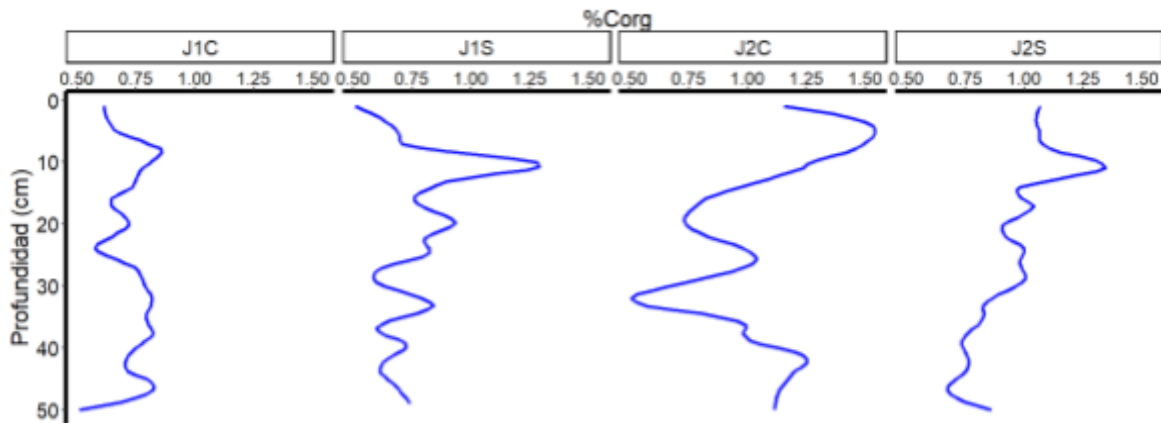


Figura 7. Perfiles de profundidad de porcentaje de carbono orgánico (%Corg) de los testigos de sedimento del sitio J.

En el sitio P, el cuadrante P1C presentó valores entre 0,57% y 3,01%, mientras que en P1S se registró el valor más alto del sitio P, con un máximo de 7,09% y un mínimo de 0,44%. El cuadrante P2C mostró el valor mínimo del sitio P (0,42%), con un máximo de 1,46%, mientras que P2S varió entre 0,69% y 1,66% (Figura 8)(Tabla 3).

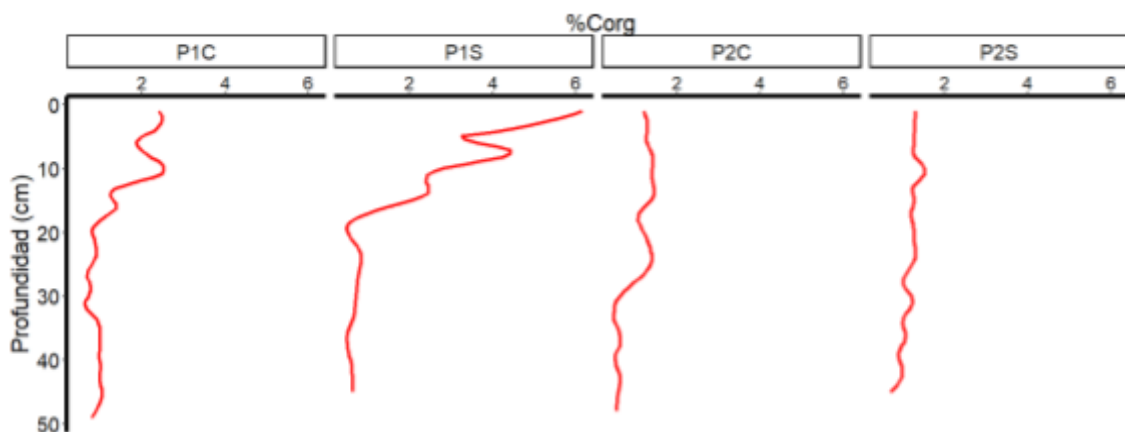


Figura 8. Perfiles de profundidad de porcentaje de carbono orgánico (%Corg) de los testigos de sedimento del sitio P.

Se realizaron los test de normalidad y homogeneidad de varianza, mostrando que los datos no presentaron una distribución normal (Shapiro-Wilk : $W = 0,58224$, $p\text{-valor} < 0,01$) y que la varianza entre sitios no es homogénea (test de Levene para homogeneidad de varianza (mediana): $df=1$, $F = 34,288$, $p\text{-valor} < 0,01$).

El test de Mann-Whitney mostró que los valores de %Corg de los testigos (hasta los primeros 50 cm) de los sitios J y P difieren significativamente ($W = 12962$, $p\text{-valor} < 0,01$). En términos descriptivos, el promedio del sitio J fue 0,819% y P de 1,056%.

Al comparar los valores de %Corg en el sitio J, considerando los testigos (hasta los primeros 50 cm) J1C, J1S, J2C y J2S, se encontraron diferencias significativas ($\chi^2 = 60.688$, $df = 3$, $p\text{-valor} < 0,01$). Mediante el test de Dunn, se encontró que los testigos que presentaron diferencias significativas fueron: J1C - J2C ($p\text{-valor} < 0,01$), J1S - J2C ($p\text{-valor} < 0,01$), J1C - J2S ($p\text{-valor} < 0,01$) y J1S - J2S ($p\text{-valor} < 0,01$). Sin embargo, al considerar los cuadrantes con cangrejos (J1C y J2C) y aquellos sin cangrejos (J1S y J2S), no se observaron diferencias significativas.

En el sitio P, contrastando los testigos (hasta los primeros 50 cm) P1C, P1S, P2C y P2S, así como los cuadrantes con cangrejos (P1C y P2C) y sin cangrejos (P1S y P2S), no se encontraron diferencias significativas.

El carbono orgánico total acumulado en los diferentes testigos de sedimento (valores determinados hasta 50 cm y extrapolados a 1 m), fue calculado para cada sitio (**ecuaciones 1 y 5**), mostrando que la acumulación en el sitio J, osciló entre 89,8 y 132,6 MgC/ha, mostrando un promedio de $107,8 \pm 20,1$ MgC/ha. Mientras que en el sitio P, los valores oscilaron entre 88,4 y 136,7 MgC/ha con un promedio de $115,9 \pm 21,0$ MgC/ha (Tabla 3).

Tabla 3. Valores de porcentaje de carbono orgánico (%Corg), promediado hasta los 50 cm, valores de %Corg de 50 a 100 cm, con los valores del coeficiente de variación (CV) correspondiente. Carbono total en MgC/ha (CCorg) de los testigos de sedimento de cada cuadrante de muestreo.

Cuadrante de muestreo	Promedio de %Corg hasta los 50cm	%Corg 50-100 cm	CV (%) (30-50cm)	CCorg total (MgC/ha)
J1S	0,76±0,11	0,69	23,7	89,8
J1C	0,73±0,11	0,77	19,0	93,4
J2S	0,94±0,18	0,77	13,2	115,5
J2C	1,04±0,29	1,11	24,4	132,6
P1S	1,70±1,72	0,60	14,5	111,7
P1C	1,27±0,66	0,91	19,5	126,9
P2S	1,17±0,19	1,00	15,8	136,7
P2C	0,99±0,38	0,57	16,8	88,4

4.5 Carbono en la biomasa subterránea (CBS)

En el sitio J se encontró un %Corg(subt) de 19,86%, mientras que el sitio P mostró un valor 25,73%. Convirtiendo estos valores a valores de carbono en biomasa subterránea (CBS) (**ecuación 5**) en megagramos por hectárea, el sitio J acumula en promedio $1,35 \pm 0,56$ MgC/ha, mientras que el sitio P presentó un valor promedio de $1,04 \pm 0,52$ MgC/ha (Tabla 4).

Tabla 4. Promedio de la biomasa subterránea (BS), del porcentaje de carbono orgánico subterráneo (%Corg(subt)) y carbono del componente subterráneo (CBS).

Sitio	BS promedio (g/cm ²)	%Corg(subt)	CBS total (MgC/ha)
J	$0,00068 \pm 0,000097$	19,9	$1,35 \pm 0,56$
P	$0,00040 \pm 0,00018$	25,7	$1,04 \pm 0,52$

4.6 Carbono en la biomasa aérea (CBA) y cuevas de cangrejos

En los sitios de muestreo se encontraron dos tipos de plantas que se presumen como dos especies diferentes. En todos los cuadrantes del Sitio J y en el punto P1 se

reportó la especie 1, mientras que en el punto P2 la especie 2. Las mismas corresponden al género *Spartina* spp: *Spartina alterniflora* (especie 1, Sitio J y P1, Figura 9a) y *Spartina densiflora* (especie 2, punto P2, Figura 9b). Ambas especies están reportadas para la zona (Soutullo et al. 2020). En el presente estudio, la especie *S. alterniflora* se encontró dominando el parche de humedal muestreado del sitio J, más cerca de la desembocadura, con mayor influencia salina. Mientras que en el sitio P, se encontraron ambas especies co-existiendo; *S. alterniflora* ocupando la zona baja e inundable del parche y *S. densiflora* en la zona alta.

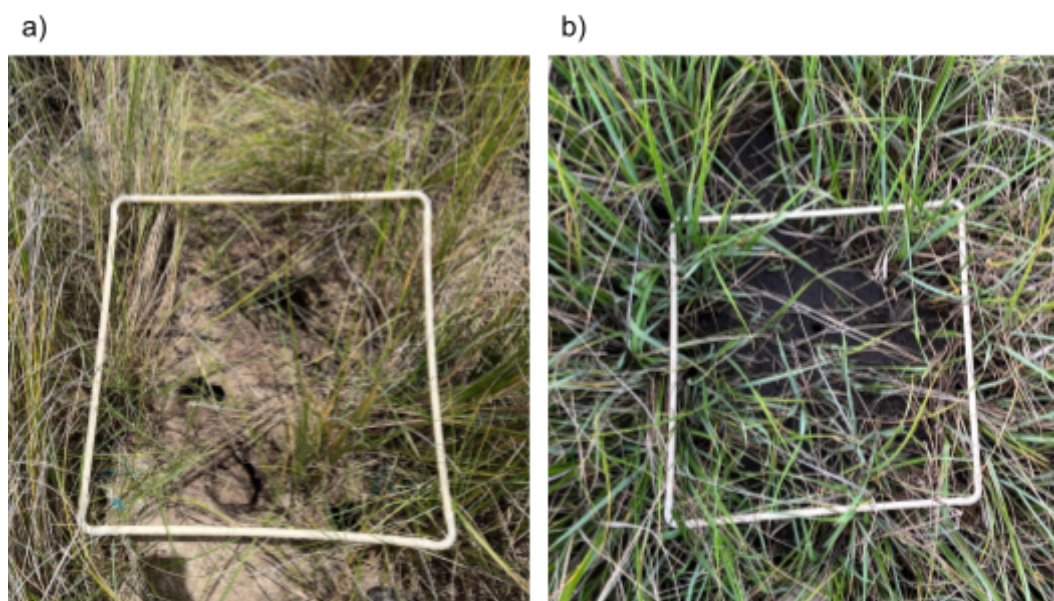


Figura 9. Fotos de dos cuadrantes. a) cuadrante de un punto de muestreo del Sitio J (se ve *Spartina alterniflora*). b) cuadrante de de muestreo del punto P2 (se ve *Spartina densiflora*).

A partir del número de tallos, se observó que la densidad de tallos por cuadrante fue mayor en el sitio J (110 ± 38) que en el sitio P con una densidad de 98 ± 54 (Tabla 4). La altura de los mismos, presentó un promedio de $48,1 \pm 6,9$ cm en el sitio J, mientras que en P, fue $54,3 \pm 4,1$ cm (Tabla 5).

Por otro lado, en cuanto al número de cuevas de cangrejos en el sitio P, se encontró un mínimo de 1 cueva y un máximo de 20. El sitio J presentó un mínimo de 0 y un máximo de 15 (Tabla 5).

Tabla 5. Número de tallos por cuadrante, altura promedio (cm) y conteo de número de cuevas de los cuadrantes de muestreo, medidos en campo.

Cuadrante de muestreo	Número de tallos por cuadrante	Altura promedio (cm)	Nº de cuevas
J1C	126	51,0 ± 27,9	10
J1S	256	53,5 ± 15,9	0
J2C	137	38,0 ± 18,0	15
J2S	66	49,7 ± 13,9	5
P1C	60	53,6 ± 20,3	10
P1S	64	49,6 ± 17,9	1
P2C	176	59,6 ± 13,1	20
P2S	89	54,4 ± 14,7	10

De acuerdo con las dos especies de plantas encontradas (*S. alterniflora* y *S. densiflora*), los análisis realizados para encontrar las relaciones entre el peso seco y el largo de los tallos de los diferentes sitios, mostraron que las ecuaciones de mejor ajuste fueron del tipo exponencial ($y = a \cdot e^{b \cdot x}$). Para *S. alterniflora* (n=144): peso seco (y) = $0,111 \cdot e^{(0,0284 \cdot \text{largo (x)})}$, mientras que para *S. densiflora* (n=36), peso seco (y) = $0,217 \cdot e^{(0,0250 \cdot \text{largo (x)})}$ (Figura 10).

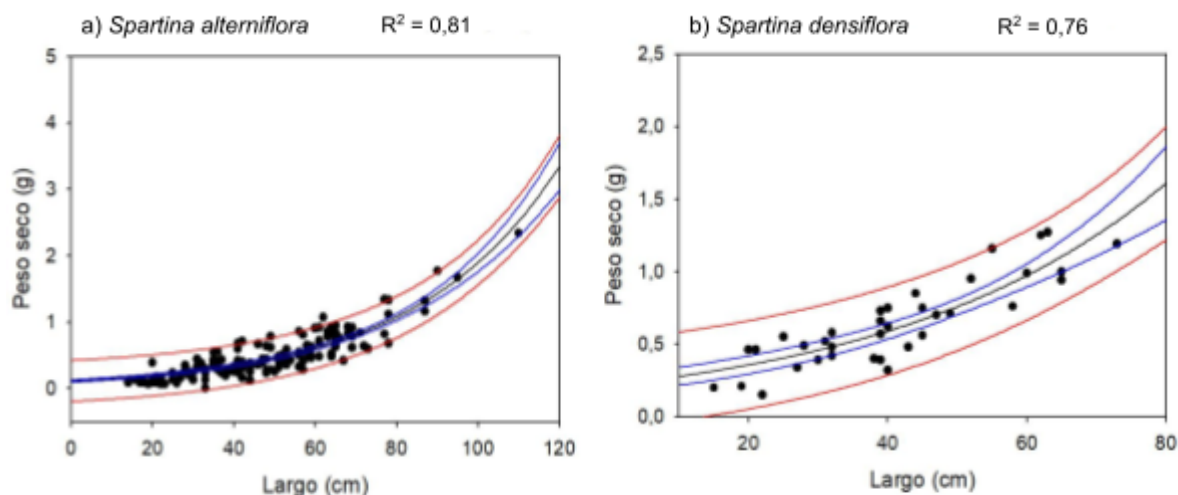


Figura 10. Curvas alométricas obtenidas para los pastos colectados en campo (a: *Spartina alterniflora* y b: *Spartina densiflora*), relacionando el largo verde de la planta con su peso seco. En azul se muestra el intervalo de confianza del 95%. En naranja se muestra el intervalo de predicción de 95%.

Los tallos de *S. alterniflora* presentaron una amplia variación en cuanto al largo, con valores entre 10 y 115 cm, y pesos secos con un máximo de 2,5 g. Por otro lado, *S. densiflora* mostró un rango de largos más acotado (15 a 75 cm), con pesos secos máximos de 1,5 g (Tabla 6). Aunque la relación alométrica también fue positiva, la dispersión de los datos fue menor y no se registraron individuos con valores extremos tan marcados como en *S. alterniflora*.

Teniendo en cuenta las ecuaciones obtenidas, se estimó la biomasa aérea promedio para cada cuadrante, y a partir de estos valores se calculó el CBA en cada punto de muestreo (**ecuación 4**). En promedio, el sitio J presentó valores de CBA entre 0,029 y 0,38 kgC/m², con una acumulación total de 1,69±0,54 kgC/m². De forma individual, el cuadrante J1S presentó una acumulación de 1,87±0,034 kgC/m², J1C de 1,19±0,10 kgC/m², J2S de 1,34±0,048 kgC/m² y J2C de 2,38±0,039 kgC/m² (Tabla 6).

En el sitio P, los valores de CBA oscilaron entre 0,029 y 0,35 kgC/m², con una acumulación total de 2,71±9,6 kgC/m². En particular, el cuadrante P1S presentó una acumulación de 2,42±0,058 kgC/m², P1C de 4,01±0,08 kgC/m², P2S de 1,72±0,029 kgC/m² y P2C de 2,70±0,036 kgC/m² (Tabla 6).

Al convertir estos valores a unidades de megagramos de carbono por hectárea (**ecuación 6**), se observó que el sitio J presenta una acumulación

promedio de $16,9 \pm 5,34$ MgC/ha, mientras que el sitio P presentó un valor promedio de $27,2 \pm 9,6$ MgC/ha (Tabla 6).

Tabla 6. Altura de los tallos promedio (cm), promedio de la biomasa aérea (g) cantidad de carbono total (MgC/ha) del componente aéreo (CBA) de cada cuadrante de muestreo y por sitio.

Cuadrante de muestreo	Altura promedio (cm)	Biomasa promedio (g)	CBA (MgC/ha)	CBA por sitio (MgC/ha)
J1C	$51,0 \pm 27,9$	$0,57 \pm 0,24$	$18,7 \pm 0,34$	$16,9 \pm 5,4$
J1S	$53,5 \pm 15,9$	$0,67 \pm 0,69$	$11,9 \pm 1,0$	
J2S	$38,0 \pm 18,0$	$0,39 \pm 0,29$	$13,4 \pm 0,48$	
J2C	$49,7 \pm 13,9$	$0,52 \pm 0,21$	$23,8 \pm 0,39$	
P1S	$53,6 \pm 20,3$	$0,86 \pm 0,39$	$24,2 \pm 0,58$	$27,1 \pm 9,6$
P1C	$49,6 \pm 17,9$	$0,98 \pm 0,50$	$40,1 \pm 0,80$	
P2S	$59,6 \pm 13,1$	$0,57 \pm 0,20$	$17,2 \pm 0,29$	
P2C	$54,4 \pm 14,7$	$0,64 \pm 0,23$	$27,0 \pm 0,36$	

Se testeó normalidad y homogeneidad de varianza, mostrando que los datos no presentan una distribución normal ($W = 0,87189$, $p\text{-valor} < 0,01$) y que la varianza entre sitios se considera homogénea (Test de Levene para homogeneidad de varianza (mediana): $df=1$, $F= 1,2874$, $p\text{-valor} > 0,05$)

El test de Mann-Whitney mostró que los dos sitios difieren significativamente en la acumulación de carbono en la biomasa aérea, con mayor contenido en el sitio P en comparación con el sitio J ($W = 3511$, $p < 0.01$).

Al evaluar diferencias en el CBA en cada sitio se encontró que en el sitio J (cuadrantes J1C, J1S, J2C y J2S) presentaron diferencias significativas J2C y J2S (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 13.839$, $df = 3$, $p\text{-valor} < 0,01$). Igualmente se observaron diferencias significativas entre los puntos con cangrejos vs. sin cangrejos (J1C y J2C vs J1S y J2S) (Mann-Whitney: $W = 1037$, $p\text{-valor} < 0,05$).

En el sitio P (P1C, P1S, P2C y P2S) se encontraron diferencias significativas entre P1C - P2S (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 17.463$, $df = 3$, $p\text{-valor} < 0,01$). Al

evaluar puntos con cangrejos vs sin cangrejos (P1C y P2C vs P1S y P2S) no se encontraron diferencias significativas.

Finalmente, al comparar todos los puntos con cangrejos vs. sin cangrejos de ambos sitios, (J1C, J2C, P1C, P2C vs. J1S, J2S, P1S, P2S) se encontraron diferencias significativas en CBA (Mann-Whitney: $W = 4796$, $p\text{-valor} < 0,05$).

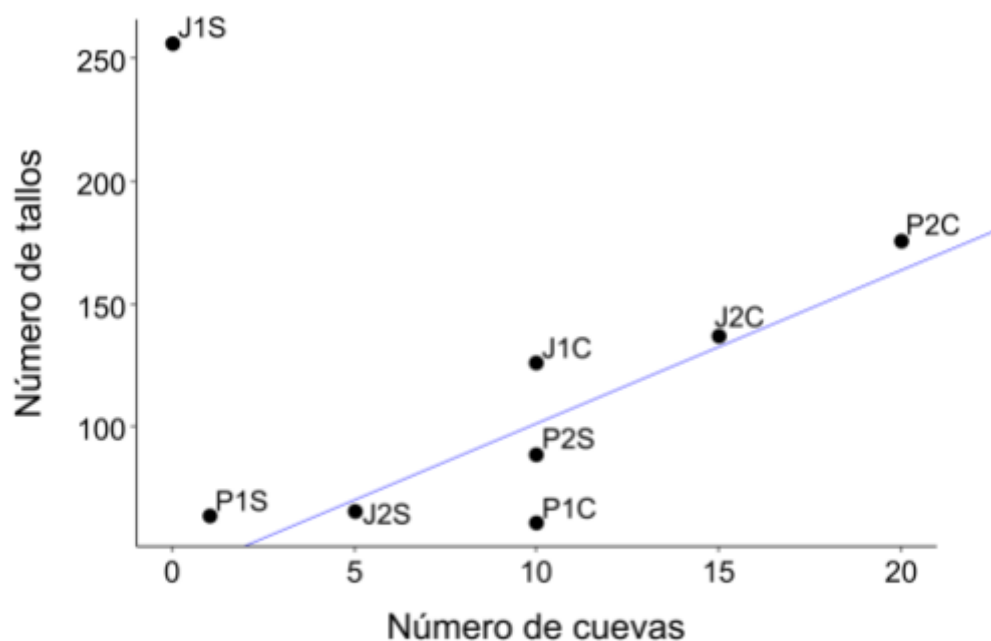


Figura 11. Relación entre el número de cuevas de cangrejos y el número de tallos en los distintos cuadrantes muestreados. En azul se muestra la recta de regresión ajustada excluyendo J1S.

Al comparar el número de cuevas con el número de tallos dentro de los cuadrantes, se observó una correlación positiva moderada ($\rho = 0,78$; $S = 12,42$; $p < 0,05$). Los resultados sugieren una tendencia clara: a mayor número de cuevas, mayor número de tallos. Esta relación también se refleja en la Figura 11, donde la tendencia lineal positiva es evidente ($R^2 = 0.75$; $y = 6.22x + 39.61$).

Tanto la recta de regresión como el análisis de correlación se realizaron excluyendo el valor J1S (256 tallos y 0 cuevas), que se muestra en la figura pero no fue incluido en el modelo debido a su influencia desproporcionada sobre la pendiente. Su comportamiento se discute por separado.

4.7 Carbono total del área de estudio

Las diferentes matrices ambientales consideradas (sedimento, biomasa aérea y subterránea), presentaron un porcentaje de aporte diferencial al total del carbono almacenado. Teniendo en cuenta la suma de los mismos, en este estudio el stock de carbono del sitio J fue $125,1 \pm 23,3$ MgC/ha y en el sitio P: $143,9 \pm 22,3$ MgC/ha (Tabla 7). Se determinó que el carbono acumulado en los sedimentos del sitio J, aporta el 86,1% del total, la biomasa aérea el 13,5% y por último la biomasa subterránea con un 0,8% (Figura 12). Por otro lado, en el sitio P, el carbono acumulado en los sedimentos aportó el 80,9% del total, la biomasa aérea el 18,9% y la biomasa subterránea el 0,9% (Figura 12).

Tabla 7. Resumen de los promedios (\pm desvío) de los contenido de carbono en las diferentes matrices muestreadas y suma de total de carbono almacenado.

Cuadrante de muestreo	Sedimentos (MgC/há)	B. Subterránea (MgC/há)	B. Aerea (MgC/há)	Total (MgC/há)	Total por sitio (MgC/há)
J1S	89,8	$1,4 \pm 0,6$	$18,7 \pm 0,3$	109,8	$125,1 \pm 23,3$
J1C	93,4		$11,9 \pm 1,0$	105,3	
J2S	115,5		$13,4 \pm 0,5$	128,9	
J2C	132,6		$23,8 \pm 0,4$	156,4	
P1S	111,7	$1,0 \pm 0,5$	$24,2 \pm 0,6$	136,9	$143,9 \pm 22,3$
P1C	126,9		$40,1 \pm 0,8$	166,9	
P2S	136,7		$17,2 \pm 0,3$	153,9	
P2C	88,4		$27,0 \pm 0,4$	115,4	

Los humedales del arroyo Solís Grande ocupan un área aproximada de 900 hectáreas (Soutullo et al. 2020). A partir de la misma se estimó un stock promedio total de 120.772,1 MgC. Teniendo en cuenta el aporte diferencial en el total del contenido de carbono de los sitios, este carbono se distribuiría de la siguiente manera: 100.603,1 MgC/ha en el sedimento (representando aproximadamente un 83,1% del carbono acumulado total), 966,2 MgC/ha en la biomasa subterránea (con un 0,8% de carbono acumulado) y 19.565,1 MgC/ha en la biomasa aérea (con un 16,1%).

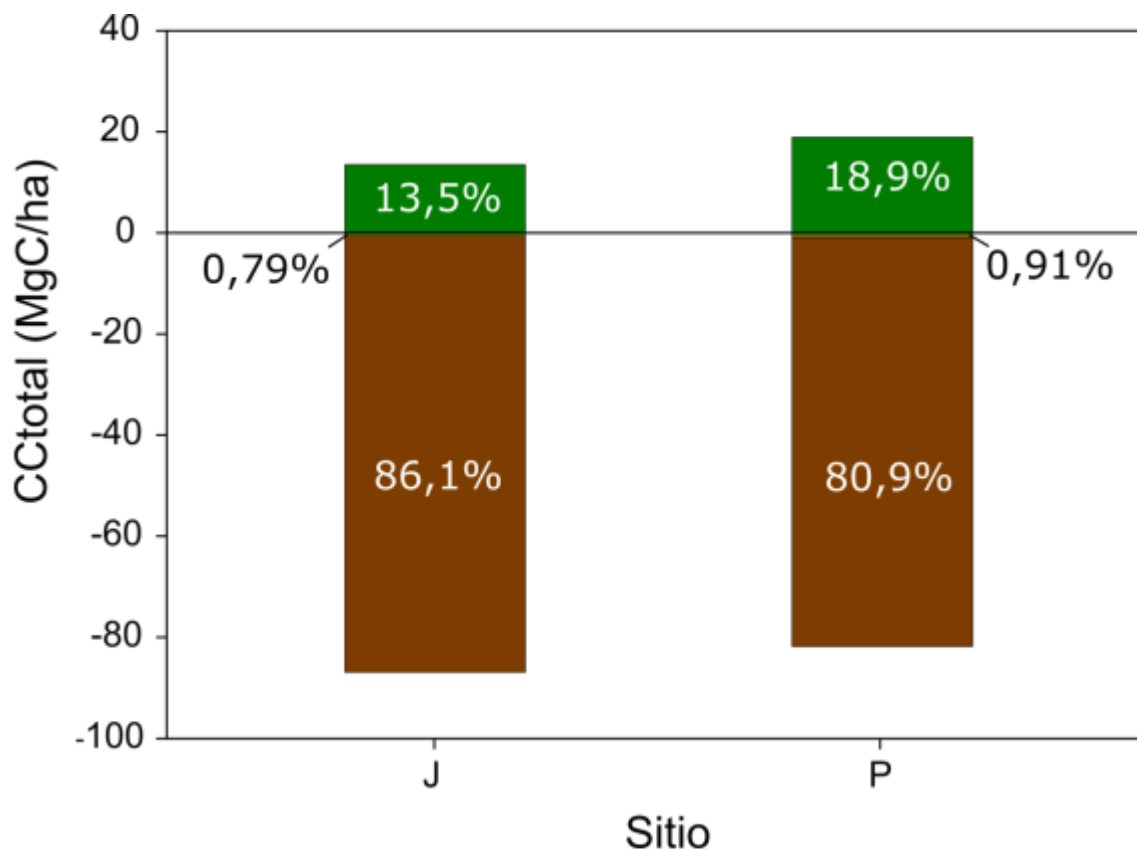


Figura 12. Cantidad de carbono almacenado (MgC/ha) en cada matriz estudiada y su porcentaje en el total cuantificado en los diferentes sitios (J y P). En verde se identifica la biomasa aérea, en amarillo oscuro la biomasa subterránea y en marrón los sedimentos.

4.8 Origen de la materia orgánica mediante análisis de isótopos estables

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ observados en los testigos y en la BS se alinearon mayoritariamente con el rango típico de plantas de tipo C4 (-18 y -9‰ (O'Leary, 1988)), presentando valores entre -18,6‰ y -15,5‰ para los testigos, y entre -19,9‰ y -13,9‰ para la BS. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para los testigos de sedimento variaron entre 1,0‰ y 7,3‰, mientras que en BS oscilaron entre 3,4‰ y 6,0‰ (Figura 13). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de la biomasa aérea también se ubicaron dentro del rango de variabilidad de plantas de tipo C4, presentando valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -14,0‰ y -13,2‰. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ variaron entre 7,3‰ y 4,2‰ (Figura 13).

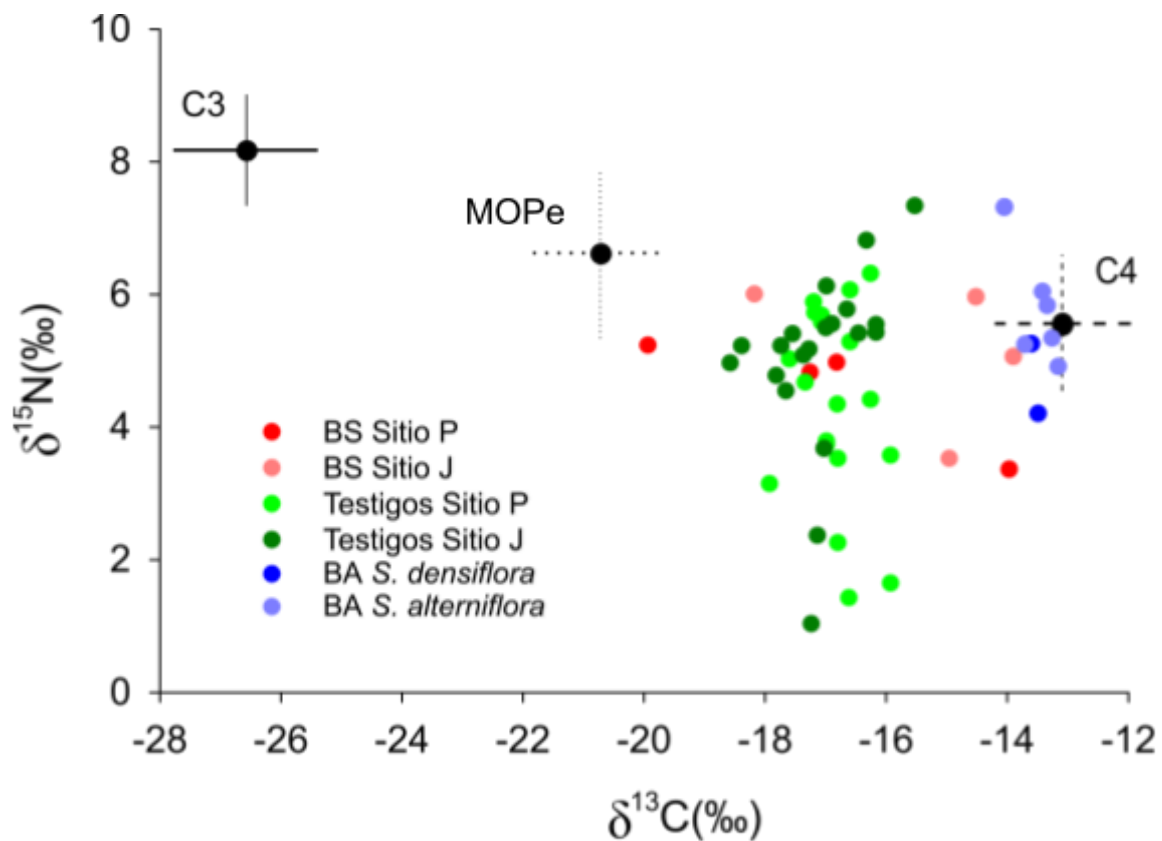


Figura 13. Biplot de valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) para en muestras de biomasa subterránea (BS), testigos de sedimento y biomasa aérea (BA) de especies vegetales (*Spartina densiflora* y *Spartina alterniflora*) recolectadas en los sitios J y P. Los colores indican tipo de muestra y sitio. End members (C3, MOPe (Materia Orgánica Particulada estuarina) y C4) tomados de Botto et al. 2011.

La relación C/N en los testigos de sedimento presentó un rango de 5,8 a 21,1, con un valor promedio de 13,4. En la BS, este indicador mostró valores más elevados, con un rango de 28,2 a 57,5 y un promedio de 43,4. Por último, la biomasa aérea registró los valores más altos de C/N, variando entre 36,1 y 91,8, con un promedio de 68,1 (Figura 14).

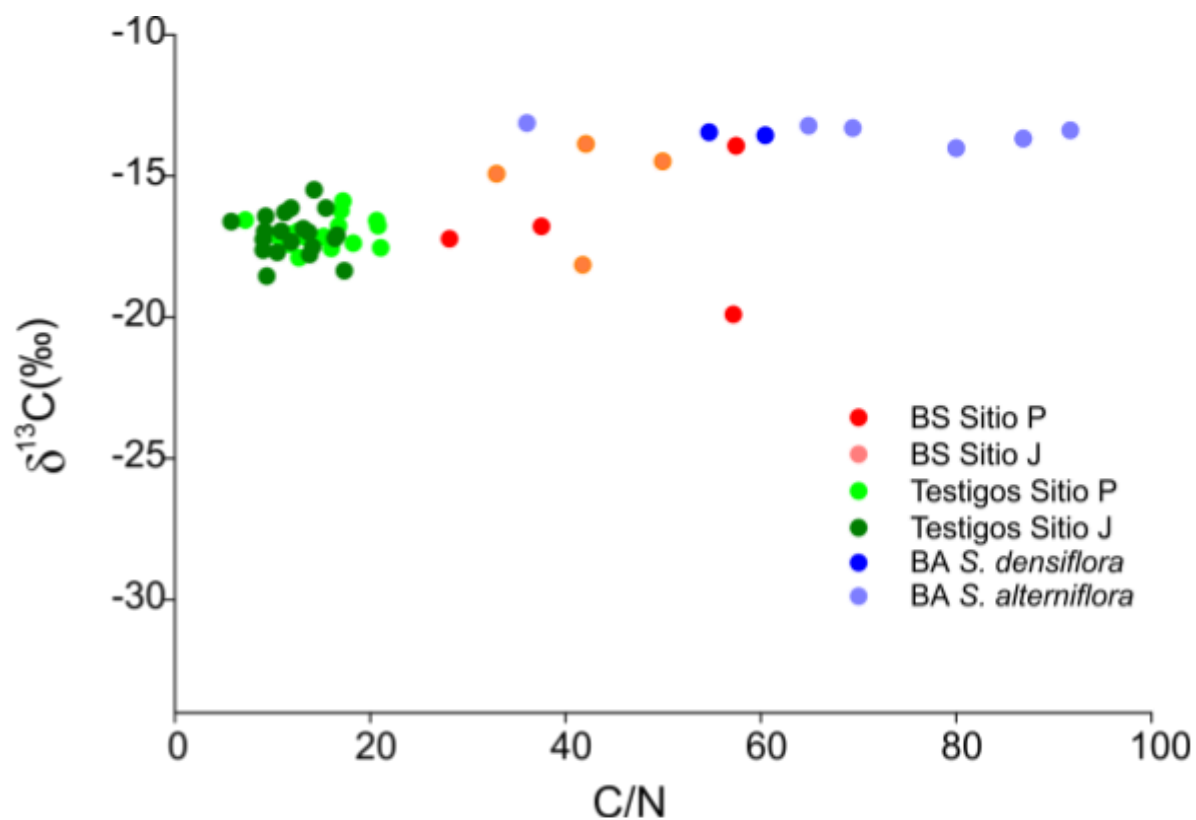


Figura 14. Relación entre $\delta^{13}\text{C}$ y la razón Corg/Ntot en muestras de biomasa subterránea (BS), testigos de sedimento y biomasa aérea (BA) de especies vegetales (*Spartina densiflora* y *Spartina alterniflora*) recolectadas en los sitios J y P. Los colores indican tipo de muestra y sitio.

4.9 Comunidad de macrofauna

En el campo se observaron crustáceos braquiuros de las especies *Neohelice granulata* y *Uca uruguayensis*. De las 39 muestras analizadas se encontraron organismos únicamente en 6 muestras, correspondientes a J1S, J1C y J2S y P1C, P2C y P2S. En el total de estas se encontraron 6 anfípodos pertenecientes al género *Hyallella* (Figura 15a), también se encontraron larvas de dípteros (Figura 15b).

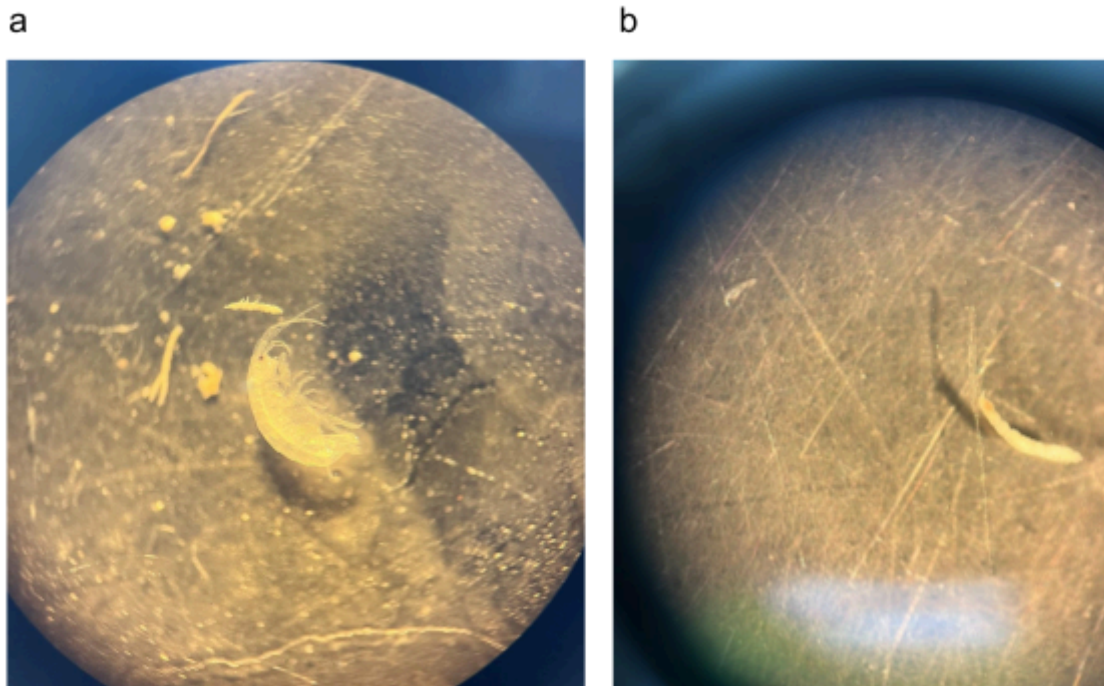


Figura 15. a. Foto de anfípodo del género *Hyallella*. b. Foto de larva de díptero.

5. DISCUSIÓN

5.1 Parámetros fisicoquímicos

Se observó una variación de salinidad y temperatura del agua, con mayores valores en el sitio J y menores en el sitio P. Esta diferencia puede atribuirse a su ubicación geográfica: el sitio J, más próximo a la desembocadura del arroyo y bajo mayor influencia de aportes de agua salobres del Río de la Plata. En contraste, el sitio P, ubicado 1,5 km aguas arriba y con menor influencia marina, mostró una salinidad superficial menor, posiblemente asociadas con condiciones locales más estables y de menor intercambio de agua proveniente del Río de la Plata. Estas variaciones de salinidad también fueron registradas por Muniz y Venturini (2001) en el estuario del arroyo Solís Grande, donde los valores variaron entre 32 (en la desembocadura) y 2 (en la zona interna del subestuario).

De acuerdo con Sosa et al. (2022), estos ambientes se clasifican como humedales costeros salinos (Ss/Sp) vinculados al Río de la Plata, según la interpretación de los criterios Ramsar (Convención RAMSAR, 1971) para los humedales de la región. Esta clasificación incluye pantanos, esteros o charcas estacionales o permanentes, cuyas aguas pueden considerarse salinas, salobres o alcalinas. Ramsar distingue entre las categorías Ss (inundación estacional) y Sp (inundación permanente, aunque a nivel nacional ambas se agrupan bajo una única categoría de humedales costeros salinos (Sosa et al., 2022).

5.2 Análisis litológico de los testigos de sedimento

Los resultados obtenidos a partir de los análisis granulométricos muestran una relación con las descripciones visuales y texturales de los testigos de sedimento. En el sitio J, destaca la predominancia de arenas finas y la selección moderada. Esto concuerda con la presencia de unidades de color más claro, menor compactación y menor contenido de fracción de sedimento fino, sugiriendo un ambiente con mayor hidrodinámica y una influencia estuarina más marcada. Estos resultados también podrían sugerir que la depositación en este sitio está asociada con la acción de corrientes y mareas, capaces de movilizar y seleccionar partículas más gruesas (Xu et al., 2021; Iglesias et al., 2024). Por otro lado, en el sitio P se observó una granulometría más heterogénea y pobremente seleccionada, con predominancia de arena muy fina y fangos, coincidiendo con las unidades visualmente más oscuras. Esto sugiere que el sedimento en este sitio se acumula

en un ambiente donde la mezcla de partículas finas y arenas se mantiene y la materia orgánica puede ser retenida por más tiempo (Xu et al., 2021).

En cuanto a la aparición de franjas de coloración anaranjada en profundidades mayores a 20 cm podría reflejar procesos de oxidación de hierro en capas más arenosas, lo que indicaría diferencias en los potenciales redox (Emerson et al., 1999). En humedales salinos dominados por *Spartina alterniflora*, se ha observado que la baja concentración de oxígeno en el sedimento promueve la actividad de bacterias oxidantes y reductoras de hierro, activando así el ciclo microbiano del hierro y generando cambios visibles en la coloración sedimentaria (Zheng et al., 2025).

La granulometría y la textura de los sedimentos no solo describen la composición física del sedimento, sino que también permiten inferir diferencias ambientales entre los sitios estudiados. En el sitio J, la mejor selección y predominio de arenas finas sugieren la presencia de un ambiente más dinámico con influencia estuarina, mientras que en P la mayor heterogeneidad y acumulación de sedimentos finos reflejan un ambiente más estable y protegido. Estas diferencias son relevantes no solo para la interpretación de los procesos de sedimentación, sino también para entender la distribución y retención de materia orgánica en ambos sitios.

5.3 Contenido de carbono en las matrices ambientales analizadas

La relación entre el tamaño de grano y la acumulación de carbono en los testigos resulta evidente al comparar las fracciones granulométricas y el contenido de materia orgánica. En general, los sedimentos finos, con mayor proporción de limo y arcilla, presentan mayores concentraciones de carbono orgánico. Esto se debe no solo a su amplia superficie específica, sino también a la presencia de cargas superficiales y a su mayor capacidad de intercambio catiónico, que favorecen la adsorción y estabilización de compuestos orgánicos en el sedimento (Xu et al., 2021). En este sentido, Martinetto et al. (2023) encontraron en los humedales del Atlántico Sudoccidental que los sedimentos más finos se correlacionaron con stocks de carbono orgánico mayor, siendo uno de los factores principales que explican la acumulación de carbono en estos humedales. En los testigos analizados en el presente estudio, se observa que aquellos testigos con predominancia de sedimentos fangosos coinciden con intervalos donde el %Corg es más alto, mientras que los testigos dominados por sedimentos con mayor proporción de arenas, muestran menores concentraciones de %Corg (ver Figuras 4, y Tabla 3).

De acuerdo con Howard et al. (2018), debido a la sedimentación reciente se esperaría encontrar mayores concentraciones de carbono en los primeros centímetros de los testigos y una disminución progresiva hasta alcanzar valores estables en profundidad. Sin embargo, este comportamiento solo se observa en P1S y P1C. En el resto de los testigos, la distribución es más heterogénea, con máximos entre los 10 y 20 cm de profundidad (ver Figuras 7 y 8). Esto puede tener una relación con la ubicación de las raíces y su capacidad de retención de carbono a mayores profundidades del sedimento (Dietzel et al. 2017). Patrones similares se han registrado en estudios previos en la costa uruguaya y en otros humedales del Atlántico Sudoccidental (Patterson, 2016; Eugui, 2024; Gómez, 2025; Jiménez-Ramos, 2025), posiblemente asociados a procesos locales de sedimentación y bioturbación característicos de estos sistemas.

Se observó que el sitio P presentó mayor contenido de carbono orgánico en la biomasa subterránea en comparación con el sitio J, mientras que los valores de carbono por superficie fueron más altos en el sitio J (1,4 MgC/ha vs. 1,0 MgC/ha). Esta diferencia podría explicarse porque el porcentaje de carbono no refleja directamente la capacidad de almacenamiento, ya que depende también de la cantidad total de raíces y rizomas producidos (Alongi, 2018). En este sentido, el sitio J, dominado por *S. alterniflora*, mostró una mayor producción de biomasa subterránea.

Esta especie, se caracteriza por presentar raíces largas y profundas, aunque con menor concentración de carbono (Montemayor et al., 2015), lo que resultó en un mayor stock por superficie. En cambio, en P, donde se observó la codominancia de *S. alterniflora* y *S. densiflora*, las raíces presentaron un %Corg más alto, asociado a una mayor proporción de tejidos estructurales y de mayor densidad, pero con una producción total menor, lo que limita la acumulación por unidad superficie. Estudios previos han documentado que *S. alterniflora*, produce grandes volúmenes de biomasa pero con detritos más lábiles y de rápida descomposición (Montemayor et al., 2015). Por otro lado, *S. densiflora*, asociada a zonas más altas y menos inundadas, acumula mayor biomasa aportando más cantidad de tejidos ricos en carbono (Montemayor et al., 2014; Idaszkin et al., 2014). Se ha documentado también que ambientes más estresantes (mayor salinidad, poco oxígeno, etc.) favorecen la producción de biomasa más rica en carbono pero en menor cantidad (Montemayor et al., 2015; Martinetto et al., 2016). Esto resalta la necesidad de considerar tanto la calidad como la cantidad de biomasa subterránea (Alongi, 2018).

En cuanto a la biomasa aérea, los resultados obtenidos sugieren la presencia de dos especies del género *Spartina*. En base a bibliografía y reportes del sitio, se concluyó que las mismas podrían ser: *Spartina alterniflora* y *S. densiflora*, ambas reportadas tanto para el área de estudio, como para otros humedales salinos de Uruguay (Soutullo et al. 2020). Se ha visto que estas especies se distribuyen con un patrón de coexistencia, donde *S. alterniflora* ocupa el intermareal bajo, debido a su mayor adaptación a la inundación diaria, y *S. densiflora* se encuentra en el intermareal superior (Bortolus, 2006; Idaszkin et al., 2014; Martinetto et al., 2016).

De acuerdo con los resultados de este estudio, *S. alterniflora* presenta una elevada producción de biomasa y una arquitectura radicular densa, características que favorecen la retención de sedimentos y materia orgánica (Castillo et al., 2005; Bortolus, 2019). Se ha documentado que esta especie ha colonizado zonas de planicie de marea donde antes no había vegetación, coexistiendo con comunidades vegetales nativas (Bortolus et al., 2015). En el contexto del carbono azul, esta colonización podría ser favorable, ya que significaría, mayor producción de biomasa y retención de carbono. Sin embargo, es necesario revisar el estado de la clasificación de *S. alterniflora* en Uruguay y evaluar su inclusión en las listas nacionales como especies exótica o exótica invasora (Brazeiro et al., 2021), considerando su impacto sobre la estructura y funcionalidad de las comunidades tanto animales como vegetales de los humedales salinos a nivel global (Bortolus et al., 2015).

El carbono almacenado en la biomasa aérea del sitio P fue significativamente mayor que en el sitio J. Se encontraron tallos más altos y pesados en el sitio P y mientras que en el sitio J, los tallos fueron más livianos y cortos. Estas diferencias fisiológicas, sumadas a la densidad de tallos por área, explicarían la diferencia entre sitios. Es posible que la co-existencia de *S. alterniflora* y *S. densiflora* en el sitio P contribuya a un mayor almacenamiento aéreo, ya que *S. alterniflora* suele presentar una mayor tasa de crecimiento y producción de biomasa que las especies nativas (Bortolus et al., 2019). Asimismo, se encontró una diferencia significativa entre los cuadrantes con y sin cangrejos en cuanto al CBA. Esto podría explicarse porque los cangrejos, mantienen una correlación positiva con la densidad de tallos de *Spartina* (Smith et al., 2009), generando un incremento en el stock de carbono aéreo. Es decir, donde hay un número alto de cangrejos, por lo general, el número de tallos es mayor (Figura 16). Esta retroalimentación se relaciona con la bioturbación, y clara oxigenación y reciclaje de materia orgánica. En este estudio, la relación entre el

número de cuevas y de tallos mostró una tendencia positiva, consistente con estudios previos (Bortolus & Iribarne, 1999; Bortolus, 2006).

Sin embargo, esta retroalimentación podría ser negativa, donde un pastoreo excesivo de estos cangrejos podría resultar en la pérdida de cobertura, debido a la oxigenación de los sedimentos y aumento de la descomposición microbiana, generando la pérdida de un porcentaje significativo de carbono retenido a largo plazo (Fanjul et al., 2015; Martinetto et al., 2016; Daleo et al., 2022).

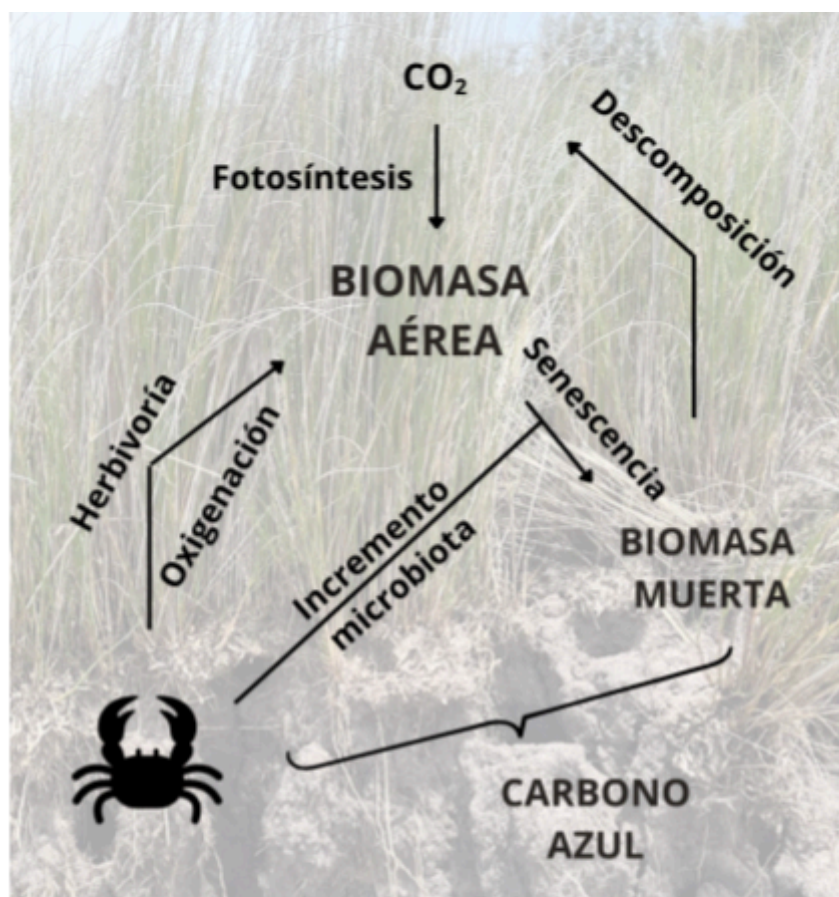


Figura 16. Representación de la retroalimentación positiva entre la actividad de cangrejos y la acumulación de carbono de la biomasa aérea.

Por otro lado, los resultados obtenidos en el cuadrante J1S (256 tallos, número de cuevas: 0), muestran que la relación entre la bioturbación y la biomasa aérea no es uniforme en todo el sistema analizado. Esto indica que, en ambientes donde las condiciones físicas y químicas del sedimento son favorables (buena oxigenación, humedad, compactación adecuada, etc), la influencia de la bioturbación sobre la estructura de la vegetación no resulta necesaria para sostener una alta biomasa aérea (Escapa et al., 2008). La bioturbación podría tener un efecto condicional, y que presenta mayor influencia en ambientes limitantes (sedimentos compactos, secos, con bajo contenido de oxígeno, etc), donde el efecto de los cangrejos sobre la vegetación depende fuertemente del contexto ambiental (Escapa et al., 2008; Smith et al., 2009).

Estos resultados sugieren que en este sistema coexisten dos situaciones: sitios donde la bioturbación facilita el crecimiento de las especies vegetales, y sitios donde el ambiente es suficientemente favorable como para sostener alta biomasa.

5.4 Carbono total del área de estudio

El presente estudio reportó, para el arroyo Solís Grande, un almacenamiento promedio de 134,2 MgC/ha. Este valor se encuentra por encima del rango observado para otros humedales del estuario del Río de la Plata en Uruguay (Pucciarelli et al., 2019; Eugui, 2024; Gómez et al., 2022; Gómez, 2025). Considerando estos trabajos previos de determinación de carbono en humedales, se observó una variación en la acumulación de carbono mostrando valores mayores en las zonas internas del estuario (Figura 17). En los humedales del río Santa Lucía se registraron 90,4 MgC/ha (Eugui, 2024), mientras que en los humedales asociados al arroyo Maldonado los valores fueron más bajos (57,7 MgC/ha; Pucciarelli et al., 2019). En las lagunas costeras de Rocha, se reportaron acumulaciones de 42,8 MgC/ha en la laguna de Rocha y 68,8 MgC/ha en la laguna de Castillos (Gómez et al., 2022; Gómez, 2025). Los resultados encontrados de los mencionados estudios sugieren una variabilidad asociada con diferencias locales en la dinámica sedimentaria y el grado de intercambio con el mar, generando una mayor retención de sedimentos finos y una alta productividad de la vegetación (Van de Broek et al., 2016; Engelbrecht et al., 2025).

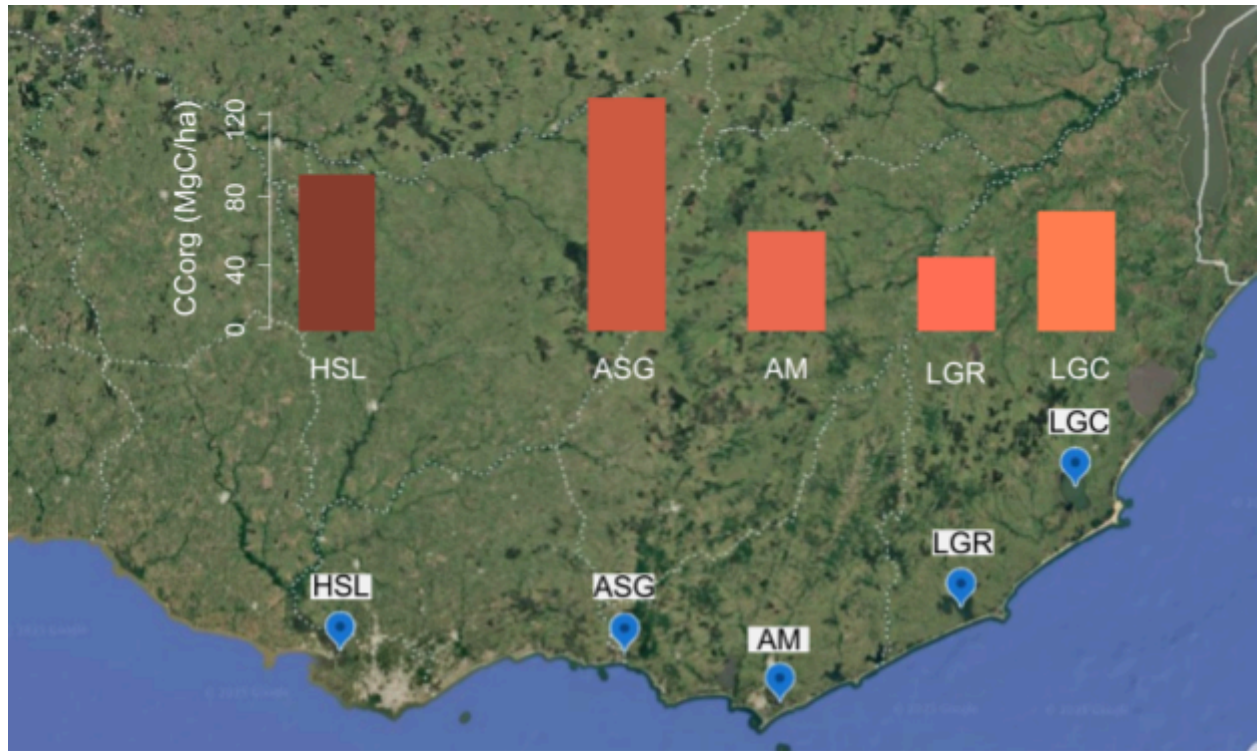


Figura 17. Distribución espacial de los stocks de carbono orgánico (MgC/ha) de los humedales salinos analizados de la costa uruguaya. HSL: Humedales de Santa Lucía (Eugi, 2024), ASG: Arroyo Solís Grande (presente estudio), AM: Arroyo Maldonado (Pucciarelli et al. 2019), LGR: Laguna de Rocha (Gómez et al. 2022) y LGC: Laguna de Castillos (Gómez, 2025).

A nivel regional, los resultados obtenidos son comparables con los de otros humedales costeros del Atlántico Sudoccidental. En el sur de Brasil, Patterson (2016) reportó valores más elevados, entre 100 y 215 MgC/ha en la Laguna de los Patos, posiblemente asociados al desarrollo estructural de la vegetación. En la costa argentina, Martinetto et al. (2023) estimaron valores entre 5,74 y 108,81 MgC/ha en once humedales salinos, abarcando un rango amplio que incluye valores tanto similares como inferiores a los registrados en Uruguay.

En conjunto, estos patrones sugieren que la acumulación de carbono en los humedales salinos está determinada por una combinación de factores locales, como la geomorfología, la vegetación dominante y la hidrología (Guo et al. 2025). Igualmente otros factores como la presencia de organismos bioturbadores, que pueden modificar las condiciones edáficas y la productividad vegetal (Bortolus & Iribarne, 1999; Bortolus, 2006; Smith et al., 2009). Asimismo, gradientes de tipo latitudinal y climático también influyen en los niveles de carbono almacenado (Guo et al. 2025). Esto refuerza la importancia de considerar la heterogeneidad espacial en la evaluación del carbono azul, así como la necesidad de integrar estudios comparativos que aborden simultáneamente las escalas locales y regionales para comprender los procesos que controlan el almacenamiento de carbono en estos ecosistemas.

5.5 Análisis isotópico y origen de la materia orgánica

El análisis isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ en los testigos de sedimento y la biomasa subterránea mostró valores característicos de plantas tipo C4 (-18 y -9‰ (O'Leary, 1988)). Estos valores son esperables para un humedal dominado por *Spartina* spp. En humedales con predominio de estas especies se han reportado valores en torno a -13‰ (Botto et al., 2011; Patterson, 2016). En cambio, en humedales dominados por *Juncus acutus* se registraron valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -23 y -24‰, representativos de plantas con vía fotosintética C3 (Botto et al., 2011; Bueno et al., 2018). En este estudio no se detectaron valores típicos de plantas C3, aunque sí se observa una posible mezcla entre material C4 y material orgánico particulado estuarino en las muestras con valores intermedios, en concordancia con la ubicación de los sitios. Los valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ (posiblemente asociada al aporte de fitoplancton estuarino), se registraron en el sitio J, el más cercano a la desembocadura del río, sugiriendo una mayor influencia marina que en el sitio P. Estudios en diferentes zonas estuarinas de China, muestran que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ tienden a incrementarse (es decir, volverse menos negativos) hacia la zona marina del estuario (Yu et al., 2010).

De manera complementaria, el análisis isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ evidenció una variabilidad entre las distintas matrices. En los testigos, esta variabilidad podría reflejar tanto la mezcla de fuentes (terrestres y marinas) como la acción de procesos biogeoquímicos que fraccionan el nitrógeno durante y después de su incorporación al sedimento y a la biomasa vegetal (Dijkstra et al., 2003; Bruland et al., 2010). La biomasa subterránea mostró valores moderados de $\delta^{15}\text{N}$, coherentes con la asimilación de N parcialmente procesado en el sedimento; mientras que la biomasa aérea presentó los valores más enriquecidos, lo que podría asociarse con el uso de N residual enriquecido tras procesos reductivos (por ejemplo, desnitrificación) o a una mayor contribución de fuentes con $\delta^{15}\text{N}$ alto. Este patrón diferencial de $\delta^{15}\text{N}$ entre raíces y tallos fue descrito también en humedales de Hawái (Bruland et al., 2010). Los valores observados se encuentran dentro del rango natural esperado, ya que esta variabilidad entre compartimentos (testigos, biomasa subterránea y biomasa aérea) es común. Dijkstra et al. (2003) reportaron diferencias de hasta $\pm 1\text{‰}$ entre hojas y raíces, reflejando procesos metabólicos internos, mientras que Cui et al. (2020) documentaron cómo la reducción de nitrato en raíces y la posterior circulación del N enriquecido hacia los brotes puede provocar un enriquecimiento isotópico en los tejidos aéreos.

Aplicando el modelo de Lamb et al. (2006) para determinar el origen de la

materia orgánica, se identificaron dos grupos de datos con distinta composición (Figura 18). La biomasa aérea procesada se caracteriza por valores de C/N altos (>50), asociados a una acumulación de materia orgánica estructural (celulosa y lignina) poco degradada microbianamente, lo que indica una fuente autóctona típica de vegetación tipo C4 (Lamb et al., 2006). En contraste, la biomasa subterránea presenta valores de C/N más bajos, probablemente debido a la degradación microbiana del carbono estructural y a valores de $\delta^{15}\text{N}$ más altos, atribuibles a funciones metabólicas internas como la absorción y redistribución del nitrógeno (Dijkstra et al., 2003; Cui et al., 2020). Finalmente, las muestras correspondientes a los testigos de sedimento muestran valores isotópicos y de C/N que se aproximan a los de la materia orgánica particulada de origen estuarino o marino. Estos resultados respaldan la idea de que los sedimentos acumulan principalmente carbono derivado de la vegetación local, transformado por degradación microbiana y mezclado con aportes marinos (Yu et al., 2010).

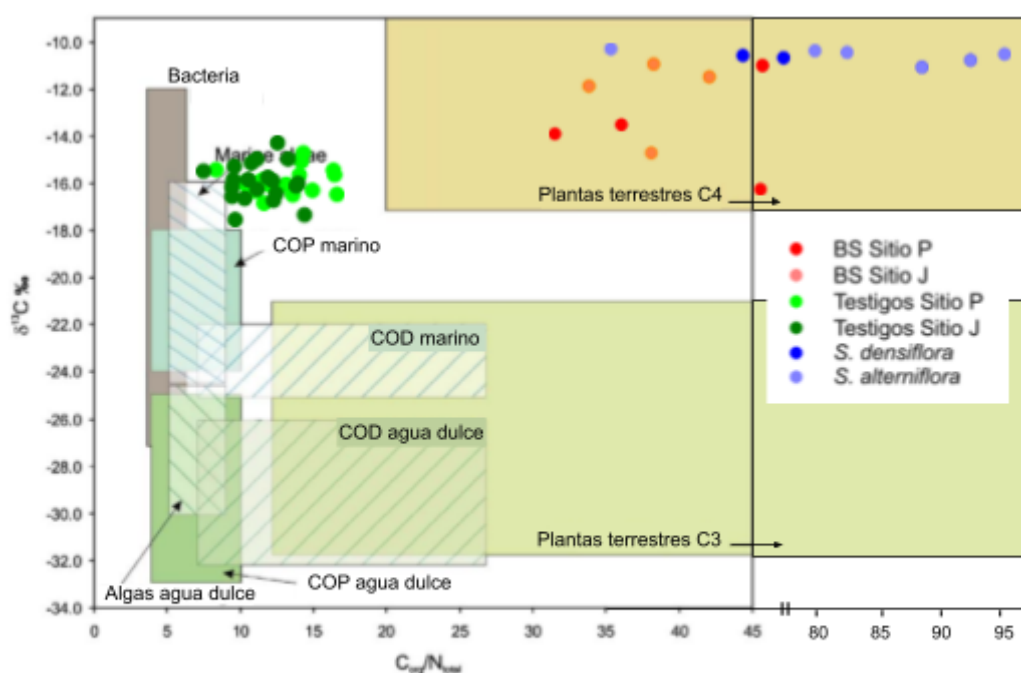


Figura 18. Interpolación de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y la relación C/N con el modelo de Lamb et al. 2006, de las muestras de biomasa subterránea (BS), testigos de sedimento y especies vegetales (*Spartina densiflora* y *Spartina alterniflora*) recolectadas en los sitios J y P. Los colores indican tipo de muestra y sitio. Modificado de Lamb et al (2006)

5.6 Comunidad de macrofauna

La baja abundancia de macroinvertebrados registrada en este estudio podría estar asociada a las condiciones de sequía prolongada ocurridas entre 2021 y 2023, vinculadas al triple evento de La Niña (ENSO) (Nagy et al., 2023). Para Uruguay, este tipo de eventos genera reducciones en la disponibilidad de agua y en el

contenido de oxígeno en el suelo, afectando la estructura y diversidad de las comunidades bentónicas. En este sentido, Altieri et al. (2022) señalan que durante periodos de sequía las comunidades de macrofauna tienden a disminuir, principalmente por la pérdida de heterogeneidad del hábitat y las condiciones ambientales adversas.

En contraste, estudios previos realizados tanto en el área de estudio (Muniz & Venturini, 2001) como en humedales salinos dominados por *Spartina alterniflora* en la costa de Bahía Blanca (Argentina) reportaron comunidades más abundantes y diversas, compuestas principalmente por bivalvos, poliquetos, anfípodos y gasterópodos (Gandini et al., 2023). Por lo tanto, los resultados obtenidos en el presente estudio, con abundancias inferiores a las reportadas en otros sistemas similares, podrían reflejar una respuesta local al estrés ambiental impuesto por la sequía de los años anteriores.

6. CONSIDERACIONES FINALES

En el área de estudio, se identificó una zona externa (sitio J) y una zona interna (sitio P). La zona externa se caracterizó por presentar sedimentos más gruesos, mayor influencia marina y menor almacenamiento de carbono total, mientras que la interna presentó sedimentos más finos y las condiciones más estables favorecieron una mayor acumulación de carbono.

Los valores de carbono en los sedimentos mostraron una variación con la profundidad y la presencia de raíces, indicando que su distribución depende de la depositación reciente como de la biomasa subterránea y la estructura radicular de las plantas dominantes en el sistema.

El porcentaje de carbono presente en la biomasa subterránea no siempre refleja directamente la capacidad de almacenamiento. Es importante considerar la cantidad total de raíces y rizomas producidos por la vegetación presente en los humedales.

La presencia de cangrejos favoreció la densidad y productividad de la vegetación, incrementando el almacenamiento de carbono aéreo. Esto resalta la importancia de la bioturbación en la dinámica del carbono en los humedales salinos costeros.

Las señales isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) mostraron un humedal dominado por plantas de tipo C4 (*S. alterniflora* y *S. densiflora*). Respecto a las señales de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$), los valores bajos y la ausencia de enriquecimiento isotópico no sugieren una influencia de fuentes antrópicas, indicando que el sistema mantiene condiciones naturales, con baja carga de contaminantes.

Se observa una variación regional de acumulación de carbono en la costa uruguaya, con mayores stocks de carbono hacia la zona interna del estuario del Río de la Plata.

Los resultados del presente trabajo aportan evidencia nacional sobre el rol de los humedales salinos como reservorios significativos de carbono azul, subrayando su valor para la mitigación del cambio climático y la necesidad de fortalecer su conservación y manejo sostenible frente a las presiones antrópicas y los cambios ambientales futuros.

7. PERSPECTIVAS

Los resultados de estudio aportan una de las primeras aproximaciones integradas sobre la dinámica del carbono y las características ambientales de los humedales salinos del estuario del Río de la Plata. Sin embargo, resulta necesario ampliar la escala espacial y temporal de los estudios, incorporando más sitios y períodos de monitoreo que permitan evaluar mayor variabilidad.

Además, quedan varios aspectos por explorar que permitirían ampliar la comprensión de los procesos que controlan el almacenamiento y la distribución del carbono en estos ecosistemas. Por ejemplo, profundizar en el rol de la biomasa subterránea. En los estudios de isótopos estables, incluyendo datación y tasas de acumulación sedimentaria, ayudarían a estimar con mayor precisión la capacidad de secuestro y acumulación de carbono a largo plazo (stocks de carbono).

En este estudio se trabajó con muestras no acidificadas para la determinación de $\delta^{13}\text{C}$. Sin embargo, teniendo en cuenta que composición mineral puede variar localmente y que la acidificación puede modificar los valores isotópicos en algunos casos, se propone como trabajo futuro realizar un ensayo comparativo mediante la acidificación/incineración de un subconjunto representativo de muestras para evaluar si el porcentaje de carbonato en las muestras es significativo y así poder validar los resultados presentados y fortalecer la interpretación.

Sería relevante incorporar enfoques orientados a analizar la relación entre la comunidad vegetal y la dinámica del carbono, considerando especialmente el rol de especies ingenieras, como los cangrejos, y especies exóticas vegetales, como *Spartina alterniflora*, en la modificación de los flujos y reservas de carbono.

Desde una perspectiva de gestión, los resultados de este trabajo refuerzan la necesidad de integrar los humedales salinos como reservorios significativos de carbono azul, dentro de las políticas ambientales nacionales de mitigación y adaptación al cambio climático. Incorporar su valor de mitigación en instrumentos como los inventarios nacionales de humedales y/o de gases de efecto invernadero, o las iniciativas de restauración ecológica sería un paso importante hacia su protección.

Futuros estudios interdisciplinarios que combinen análisis de campo, teledetección y modelización podrían contribuir al desarrollo de herramientas de monitoreo y conservación más eficaces para estos ecosistemas costeros.

8. BIBLIOGRAFÍA

Alongi, D. M. (2018). Blue carbon: Coastal sequestration for climate change mitigation . Cham, Switzerland: Springer.

Altieri, P., Ocon, C., Jensen, R., & Capítulo, A. R. (2022). Effects of agriculture and hydrological changes on macrophyte and macroinvertebrate assemblages: a case study in lowland riverine wetlands of Argentina. *Wetlands*, 42(5), 48.

Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C. and Silliman, B.R. (2011), The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81: 169-193.

Beers, L., S. Crooks, S. y Fennessy, S. (2020). Desktop Study of Blue Carbon Ecosystems in Ramsar Sites. Informe de Silvestrum Climate Associates para el Grupo de Examen Científico y Técnico de la Convención sobre los Humedales.

Bonilla, S., Conde D., Aubriot, L., Rodríguez-Gallego, L., Piccini, C., Meerhoff, E., Rodríguez-Graña, L., Calliari, D., Gómez, P., Machado, I. & Britos, A. (2006). Procesos Estructuradores de las Comunidades Biológicas en Lagunas Costeras de Uruguay. In Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F. & Conde, D. (eds), *Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya*. Vida Silvestre Uruguay. Montevideo, Uruguay: 611–630.

Bortolus, A., Adam, P., Adams, J. B., Ainouche, M. L., Ayres, D., Bertness, M. D., ... & Weis, J. S. (2019). Supporting *Spartina*: Interdisciplinary perspective shows *Spartina* as a distinct solid genus.

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.

Bortolus, A. (2006). The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong.: its taxonomy, biogeography and natural history. *Journal of Biogeography*, 33(1), 158-168.

Bortolus, A., & Iribarne, O. (1999). Effects of the SW Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulata* on a *Spartina* salt marsh. *Marine Ecology Progress Series*, 178, 79-88.

Botto, F., Gaitán, E., Mianzan, H., Acha, M., Giberto, D., Schiariti, A., & Iribarne, O. (2011). Origin of resources and trophic pathways in a large SW Atlantic estuary: an evaluation using stable isotopes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92(1), 70-77.

Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds). 2021. Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión. RETEMA-UdelaR, CEEI-Ministerio de Ambiente, Montevideo, 226p.

Bruland, G. L., & MacKenzie, R. A. (2010). Nitrogen source tracking with $\delta^{15}\text{N}$ content of coastal wetland plants in Hawaii. *Journal of environmental quality*, 39(1), 409-419.

Byers, S. C., Mills, E. L. & Stewart, P.L. (1978). A comparison of methods to determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hydrobiology* 58, 37-43.

Castillo, J. M., Redondo, S., Wharmby, C., Figueroa, M. E., Luque, T., Castellanos, E. M., & Davy, A. J. (2005). Environmental determination of shoot height in populations of the cordgrass *Spartina maritima*. *Estuaries*, 28(5), 761-766.

Chmura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R., & Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global biogeochemical cycles*, 17(4).

Convención de Ramsar sobre los Humedales. RAMSAR. (2018). Perspectiva mundial sobre los humedales: Estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas. Gland (Suiza). Secretaría de la Convención de Ramsar.

Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. (1971). Convención de Ramsar. UNESCO.

Crossland, C. J., & Kremer, H. H. (2001). Coastal zones: ecosystems under pressure. In *Oceans and coasts at RIO+ 10-global conference*. París: UNESCO.

Cui, J., Lamade, E., Fourel, F., & Tcherkez, G. (2020). $\delta^{15}\text{N}$ values in plants are determined by both nitrate assimilation and circulation. *New Phytologist*, 226(6), 1696-1707.

CURE - IDCa. Centro Universitario de la Región Este – Intendencia de Canelones (2020). Monitoreo y línea de base del estado de conservación: Área de Protección Ambiental “Cuenca Media del Arroyo Solís Grande”. 67pp.

CURE - IDCb. Centro Universitario de la Región Este – Intendencia de Canelones (2020). Monitoreo y línea de base del estado de conservación: Área de Protección Ambiental “Cuenca Media del Arroyo Solís Grande”. Anexos - Informes técnicos por componente. 202pp.

Daleo, P., & Iribarne, O. (2009). The burrowing crab *Neohelice granulata* affects the root strategies of the cordgrass *Spartina densiflora* in SW Atlantic salt marshes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 373(1), 66-71.

Daleo, P., Alberti, J., Montemayor Borsinger, D. I., Giorgini, M., Botto, F., Pascual, J. M., ... & Iribarne, O. O. (2022). South West Atlantic salt marshes as model systems for community and ecosystem ecology.

De Groot, R., Stuij, M., Finlayson, M., & Davidson, N. (2007). Valoración de humedales: Lineamientos para valorar los beneficios derivados de los servicios de los ecosistemas de humedales. Cuaderno Técnico CBD de Ramsar, Gland (Suiza), y Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, Montreal (Canadá). ISBN 2-940073-31-7.

Dietzel, R., Liebman, M., & Archontoulis, S. (2017). A deeper look at the relationship between root carbon pools and the vertical distribution of the soil carbon pool. *Soil*, 3(3), 139-152.

Dijkstra, P., Williamson, C., Menyailo, O., Doucet, R., Koch, G., & Hungate, B. A. (2003). Nitrogen stable isotope composition of leaves and roots of plants growing in a forest and a meadow. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 39(1), 29-39.

Duarte, C. M., Marbà, N., Gacia, E., Fourqurean, J. W., Beggs, J., Barrón, C., & Apostolaki, E. T. (2010). Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global biogeochemical cycles*, 24(4).

Emerson, D., Weiss, J. V., & Megonigal, J. P. (1999). Iron-oxidizing bacteria are associated with ferric hydroxide precipitates (Fe-plaque) on the roots of wetland plants. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(6), 2758-2761.

Engelbrecht, T., von der Heyden, S., & Ndhlovu, A. (2025). Blue carbon dynamics across a salt marsh-seagrass ecotone in a cool-temperate estuary. *Plant and Soil*, 510(1), 727-741.

Escapa, M., Perillo, G. M., & Iribarne, O. (2008). Sediment dynamics modulated by burrowing crab activities in contrasting SW Atlantic intertidal habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80(3), 365-373.

Eugui, F. (2024) Cuantificación del Carbono orgánico en la cuenca inferior de los Humedales del río Santa Lucía, una aproximación al Carbono Azul. (Tesis de Grado en Ciencias Biológicas. Universidad de la República, Montevideo).

Fang, J. Y., Liu, G. H., & Xu, S. L. (1996). Carbon pools in terrestrial ecosystems in China, in emissions and their relevant processes of greenhouse gasses in China. China Environment Science Press, Beijing.

Fanjul, E., Escapa, M., Montemayor, D., Addino, M., Alvarez, M. F., Grela, M. A., & Iribarne, O. (2015). Effect of crab bioturbation on organic matter processing in South West Atlantic intertidal sediments. *Journal of Sea Research*, 95, 206-216.

FAO. 2020. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 – Principales resultados. Roma.

Folk, R. L., & Ward, W. C. (1957). Brazos River bar [Texas]; a study in the significance of grain size parameters. *Journal of sedimentary research*, 27(1), 3-26.

Friess, D. A. (2016). Ecosystem services and disservices of mangrove forests: insights from historical colonial observations. *Forests*, 7(9), 183.

Gandini, L. J. R., Funk, F. A., & Pratolongo, P. D. (2023). Change in the community structure and organic carbon content of meio-and macrobenthos between tidal flat and salt marsh areas colonized by *Spartina alterniflora* in the Bahía Blanca estuary (SW Atlantic). *Scientia Marina*, 87(3), e073-e073.

Gedan, K. B., Silliman, B. R., & Bertness, M. D. (2009). Centuries of Human-Driven Change in Salt Marsh Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 1(1), 117–141.

Gómez, L., Eugui, F., Góngora, N., Magnone, L., Bueno, C., Brugnoli, E. (2022). Primeros acercamientos a la cuantificación de reservas de carbono azul en humedales salinos de Uruguay. Libro de resúmenes: XIX Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar (p. 340). Asociación Latinoamericana de Investigadores en Ciencias del Mar. Ciudad de Panamá, Panamá.

Gómez, L. (2025) Reservorio de carbono azul en el humedal salino y la pradera de pastos marinos asociados a la laguna de Castillos (Rocha, Uruguay). (Tesis de Grado en Ciencias Biológicas. Universidad de la República, Montevideo).

Guo, M., Yang, L., Zhang, L., Shen, F., Meadows, M. E., & Zhou, C. (2025). Hydrology, vegetation, and soil properties as key drivers of soil organic carbon in coastal wetlands: A high-resolution study. *Environmental Science and Ecotechnology*, 23, 100482.

Heip, C., Vincx, M., & Vranken, G. (1985). The ecology of marine nematodes (pp. 399-489).

Hernández-Narváez, D., Torres-Duque, J., & Sierra-Correa, P. (2023). Adaptación basada en ecosistemas y carbono azul en la gestión del cambio climático del gran Caribe.

Hoefs, J. (2009). Stable isotope geochemistry (Vol. 285). Berlin: Springer.

Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., & Telszewski, M. (2018). Carbono Azul: Métodos para evaluar las existencias y los factores de emisión de carbono en manglares, marismas y pastos marinos. The Blue Carbon Initiative. Arlington, Virginia, USA.

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.

Idaszkin, Y. L., Bortolus, A., & Bouza, P. J. (2014). Flooding effect on the distribution of native austral cordgrass *Spartina densiflora* in Patagonian salt marshes. *Journal of Coastal Research*, 30(1), 59-62.

IDC. Intendencia de Canelones (sf). Solicitud de Ingreso al Sistema Departamental de Áreas de Protección Ambiental - (Decreto 11/16) Área de Protección Ambiental Cuenca media del A° Solís Grande. 37 pp.

Iglesias, I., Buschman, F. A., Simone, G., Amorim, F., Bio, A., Vieira, L. R., ... & Antunes, S. C. (2024). Hydrodynamics of a highly stratified small estuary and the influence of nearby river plumes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 304, 108843.

Iribarne, O., Bortolus, A., & Botto, F. (1997). Between-habitat differences in burrow characteristics and trophic modes in the southwestern Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulata*. *Marine Ecology Progress Series*, 155, 137-145.

Jiménez-Ramos, R., Egea, L. G., D'Agostino, V. C., Degradi, M., & Loizaga, R. (2025). Carbon and nitrogen stocks in sediment at Península Valdés Biosphere Reserve: novel insights into the potential contribution of large marine vertebrates to carbon sequestration. *Frontiers in Marine Science*, 12, 1500594.

Kennish, M. J., Paerl, H. W. y Crosswell, J. R. (Eds.) (2023). *Climate Change and Estuaries* (1.^a ed.). CRC Press.

Kirwan, M. L., & Mudd, S. M. (2012). Response of salt-marsh carbon accumulation to climate change. *Nature*, 489(7417), 550-553.

Lamb, A. L., Wilson, G. P., & Leng, M. J. (2006). A review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using $\delta^{13}\text{C}$ and C/N ratios in organic material. *Earth-Science Reviews*, 75(1-4), 29-57.

Lara-Domínguez, A. L. (2005). Pastos marinos. Manejo costero integral: el enfoque municipal 229-240.

Lovelock, C. E., & Duarte, C. M. (2019). Dimensions of blue carbon and emerging perspectives. *Biology letters*, 15(3), 20180781.

Lovelock, C. E., & Reef, R. (2020). Variable impacts of climate change on blue carbon. *OneEarth*, 3(2), 195-211.

Martinetto, P., Alberti, J., Becherucci, M. E., Cebrian, J., Iribarne, O., Marbà, N., ... & Ward, R. (2023). The blue carbon of southern southwest Atlantic salt marshes and their biotic and abiotic drivers. *Nature Communications*, 14(1), 8500.

Martinetto, P., Montemayor, D. I., Alberti, J., Costa, C. S., & Iribarne, O. (2016). Crab bioturbation and herbivory may account for variability in carbon sequestration and stocks in south west atlantic salt marshes. *Frontiers in Marine Science*, 3, 122.

Mcleod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., ... & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552-560.

Menone, M. L., Miglioranza, K. S., Iribarne, O., de Moreno, J. E. A., & Moreno, V. J. (2004). The role of burrowing beds and burrows of the SW Atlantic intertidal crab *Chasmagnathus granulata* in trapping organochlorine pesticides. *Marine pollution bulletin*, 48(3-4), 240-247.

Mitsch, W. J., Bernal, B., & Hernandez, M. E. (2015). Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 11(1), 1-4.

Montemayor, D. I., Addino, M., Valiñas, M., Fanjul, E., Alvarez, M. F., & Iribarne, O. (2015). Biomass dynamics of the two dominant SW Atlantic *Spartina* species and its implications on the saltmarsh organic matter accumulation/exportation. *Aquatic Botany*, 120, 201-204.

Muniz, P., & Venturini, N. (2001). Spatial distribution of the macrozoobenthos in the Solís Grande stream estuary (Canelones-Maldonado, Uruguay). *Brazilian Journal of Biology*, 61, 409-420.

Nagy, G. J., Verocai, J.E., Capurro, L., Gómez-Erache, M., Gutiérrez, O., Panario, D., Brugnoli, E., Brum, A., Bidegain, M. & Olivares, I. (2023) Climate risks and reasons for concern along the Uruguayan coast of the Rio de la Plata estuary. *Estuary Research-Recent Advances*, ISBN 978-1-83768-284-3. April 2023. InTech Open.

National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. (2017). Coastal Blue Carbon Approaches for Carbon Dioxide Removal and Reliable Sequestration: Proceedings of a Workshop—in Brief.

Nicholls, R. J., & Cazenave, A. (2010). Sea-Level Rise and Its Impact on Coastal Zones. *Science*, 328(5985), 1517–1520.

O'Leary, M. H. (1988). Carbon isotopes in photosynthesis. *Bioscience*, 38(5), 328-336.

Patterson, E. W. (2016). Stocks and sources of carbon buried in the salt marshes and seagrass beds of Patos Lagoon, southern Brazil.

Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., ... & Baldera, A. (2012). Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems.

Piovan, M. J. (2016). Controles geomorfológicos sobre la presencia y estructura de humedales costeros en el estuario de Bahía Blanca.

Prieto, A. S., Ruiz, L. J., & Montes, A. (2004). Abundancia y morfometría de una población de *Ucarapax rapax* (Brachyura: Ocypodidae) en la laguna de Bocaripo, estado de Sucre, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 38(2), 81-93.

Pucciarelli, A., Leicht, A., Hergatacorzian, A., Barbachan, E., Pérez, F., Reichmann, F., Gutiérrez, L., García, L., Martínez, V., Delgado, E., Teixeira de Mello, F. & Pérez, F. (2019) Aportes a la valoración económica del servicio ecosistémico de secuestro de carbono en el humedal del Arroyo Maldonado. CURE - UDELAR.

Rocha, J., J. Yletyinen, R. Biggs, T. Blenckner & G. Peterson. (2015). Marine regime shifts: drivers and impacts on ecosystem services. *Phil. Trans. R. Soc.B.*, 370, 20130273.

Rodríguez-Gallego, L., Sabaj, V., Masciadri, S., Kruk, C., Arocena, R., & Conde, D. (2015). Salinity as a major driver for submerged aquatic vegetation in coastal lagoons: a multi-year analysis in the subtropical Laguna de Rocha. *Estuaries and Coasts*, 38, 451-465.

Skov, M., Vannini, M., Shunula, J., Hartnoll, R., & Cannicci, S. (2002). Quantifying the density of mangrove crabs: Ocypodidae and Grapsidae. *Marine Biology*, 141, 725-732.

Smith, N. F., Wilcox, C., & Lessmann, J. M. (2009). Fiddler crab burrowing affects growth and production of the white mangrove (*Laguncularia racemosa*) in a restored Florida coastal marsh. *Marine Biology*, 156(11), 2255-2266.

Spivak, E. D. (1997). Cangrejos estuariales del Atlántico sudoccidental

(25°-41°S)(Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Investigaciones marinas*, 25, 105-120.

Squeo, F. A., & Ehleringer, J. R. (2004). Isótopos estables: una herramienta común para la ecofisiología vegetal y animal. *Fisiología Ecológica en Plantas: Mecanismos y Respuestas a Estrés en los Ecosistemas*, 59-80

Sugüio, K. (1973). *Introdução a Sedimentologia*. Edgard Blucher, EDUSP, São Paulo. 317p.

Sosa, B., Diaz, I., Canabal, C., Achkar, M (2022). Inventario Nacional de Humedales [en línea] Montevideo : Ediciones Universitarias. 978-9974-0-1940-9

Soutullo, A., Nin, M., Fernández, A. (2020) Propuesta de Plan de Manejo. Área de Protección Ambiental “Cuenca Media del Arroyo Solís Grande”. Centro Universitario Regional Este (Convenio CURE-IDC).

Trégarot, E., D'Olivo, J. P., Botelho, A. Z., Cabrito, A., Cardoso, G. O., Casal, G., ... & de Juan, S. (2024). Effects of climate change on marine coastal ecosystems—A review to guide research and management. *Biological Conservation*, 289, 110394.

Van de Broek, M., Temmerman, S., Merckx, R., & Govers, G. (2016). Controls on soil organic carbon stocks in tidal marshes along an estuarine salinity gradient. *Biogeosciences*, 13(24), 6611-6624.

Xu, X., Shi, R., Lv, C., Liu, H., Yang, W., Qian, S., ... & Li, W. (2021). Hydrodynamic-driven changes in the source and composition of sedimentary organic matter via grain size distribution in shallow lakes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126(11), e2021JG006502.

Yu, F., Zong, Y., Lloyd, J. M., Huang, G., Leng, M. J., Kendrick, C., ... & Yim, W. W. S. (2010). Bulk organic $\delta^{13}\text{C}$ and C/N as indicators for sediment sources in the Pearl River delta and estuary, southern China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(4), 618-630.

Zheng, Z., Zhang, Y., Yu, Q., Hu, T., Ma, C., Chen, C., & Qi, Y. (2025). Properties of Iron-Bound Organic Carbon and Its Implications for the Conservation of Coastal Wetland Vegetation. *Water Research X*, 100368.