



*Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos,  
Canales y Puertos.*  
**UNIVERSIDAD DE CANTABRIA**



# **Evaluación del impacto de la restricción mareal en estuarios en los mecanismos que determinan la función de sumidero de carbono de marismas costeras.**

Trabajo realizado por:

***Marcos Carrasco Suárez***

Dirigido:

***Inés Mazarrasa Elósegui***

***María Maza Fernández***

Titulación:

**Máster Universitario  
en Costas y Puertos**

Santander, 11 de septiembre de 2024

**TRABAJO FIN DE MASTER**

AGRADECIMIENTOS .....	2
RESUMEN .....	4
ABSTRACT.....	5
1. INTRODUCCIÓN.....	7
1.1. <i>Soluciones Basadas en la Naturaleza para la mitigación del Cambio Climático</i> .....	7
1.2. <i>Ecosistemas de Carbono Azul</i> .....	8
1.2.1. Carbono Azul en Europa.....	8
1.3. <i>Mecanismos de secuestro de carbono</i> .....	9
1.4. <i>Otros servicios ecosistémicos de praderas marinas y marismas</i> .....	10
1.5. <i>Amenazas de los ecosistemas de Carbono Azul en Europa</i> .....	11
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
2.1. <i>Aproximación 1: Afección del dique a corto plazo: Marisma del Conde</i> .....	12
2.1.1. Zona de estudio – Ría de Cubas, Bahía de Santander .....	13
2.1.2. Diseño experimental .....	16
2.1.3. Variables medidas .....	17
• Tasas de sedimentación .....	17
• Hidroperíodo.....	19
• Topobatimetría.....	19
• Características de la vegetación .....	20
2.1.4. Análisis estadísticos.....	21
2.2. <i>Aproximación 2 – Afección del dique a largo plazo: Estuario de Oyambre</i> .....	21
2.2.1. Zona de estudio – Estuario de Oyambre .....	21
2.2.2. Diseño experimental .....	24
2.2.3. Análisis estadísticos.....	27
3. RESULTADOS.....	27
3.1. <i>Aproximación 1: Afección del dique a corto plazo: Marisma del Conde</i> .....	27
3.1.1. Topobatimetría.....	27
3.1.2. Hidrodinámica .....	28
3.1.3. Características de la vegetación .....	31
3.1.4. Sedimentación .....	33
3.1.5. Relación entre parámetros medidos: .....	37
3.2. <i>Aproximación 2: Afección del dique a largo plazo: Estuario de Oyambre</i> .....	39
3.2.1. Depósitos de carbono orgánico (CO) en sedimento .....	39
• Acreción de sedimento .....	40
3.2.2. Análisis granulométrico.....	42
4. DISCUSIÓN.....	44
4.1. <i>Aproximación 1: Afección del dique a corto plazo: Marisma del Conde</i> .....	44
4.2. <i>Aproximación 2: Afección del dique a largo plazo: Estuario de Oyambre</i> .....	47
4. BIBLIOGRAFÍA .....	50
5. ANEXOS.....	59
5.1. <i>Ecuaciones de la recta aplicadas a biomasa</i> .....	59
5.2. <i>Test de Tukey y Kramer</i> .....	60

# Agradecimientos

Me gustaría dar las gracias especialmente a mi tutora Inés Mazarrasa, por su atención y apoyo constante durante el todo el proceso, además de ser una persona con la que trabajar es muy fácil. A María Maza, Isabel y Pablo por su valioso aporte en el trabajo con los sensores de presión y los datos obtenidos, además de su apoyo en las campañas de muestreo.

Quería dar las gracias al grupo Ecocost por la oportunidad de hacer prácticas durante el verano, además de su participación y valiosa ayuda durante las recogidas de muestras en el campo. También quería agradecer al equipo de laboratorio por enseñarme y ayudarme durante el procesamiento de las muestras.



# Resumen

Los hábitats estuarinos, como marismas y praderas marinas, son importantes sumideros de carbono. Los principales depósitos de carbono en estos ecosistemas se encuentran en el sedimento, gracias a la acumulación de biomasa subterránea (raíces y rizomas) y partículas orgánicas de la columna de agua que llegan a través de los aportes fluviales y la marea. Además, estos ecosistemas generan otros múltiples servicios ecosistémicos para la sociedad, como la protección costera, el sustento de biodiversidad o el mantenimiento de la calidad del agua.

Sin embargo, los estuarios han sido históricamente modificados por el hombre. Uno de los principales impactos ha sido la restricción del flujo mareal y la transformación de zonas intermareales a otros usos.

Estos cambios en la influencia mareal y en la hidrodinámica generan un impacto en la distribución de los hábitats, en su estado de conservación y potencialmente en los servicios ecosistémicos que proveen, incluido su capacidad de secuestrar carbono. Demostrar el impacto de las modificaciones antrópicas en los servicios ecosistémicos que proveen los ecosistemas estuarinos es clave para promover su restauración.

El objetivo de este estudio es evaluar el impacto de la restricción mareal por la presencia de diques en los mecanismos que determinan la función de sumidero de carbono de marismas costeras en dos estuarios de Cantabria, el estuario de Oyambre y la Ría de Cubas, sometidos históricamente a alteraciones hidrodinámicas y cambios en el uso de suelo. Para ello se utilizan dos aproximaciones que permiten evaluar el impacto de la restricción mareal en dos escalas de temporales diferentes. En el la Ría de Cubas se combinaron trampas de sedimentación y sensores de presión para determinar el impacto de la restricción mareal en el hidroperíodo y las tasas de sedimentación en diferentes hábitats distribuidos desde el intermareal inferior hasta el superior. En el estuario de Oyambre se analizaron diferentes variables biogeoquímicas (p.ej. contenido en carbono orgánico, % limos y arcillas) a lo largo de testigos de sedimento datados con  $^{210}\text{Pb}$  y que representan los últimos 60-100 años de acumulación de sedimento.

Los resultados obtenidos muestran un impacto claro sobre la capacidad de acreción y retención de material orgánico, procesos claves en la generación de depósitos de carbono orgánico. En concreto, en la ría de Cubas se detectó que tanto el hidroperíodo (tiempo de inundación y altura de la marea) como la presencia de vegetación y la biomasa se relacionan positivamente con mayores tasas de sedimentación en los hábitats intermareales de la zona control (no afectada por el dique) de la marisma del conde, siendo la biomasa el factor más condicionante en cuanto a la eficiencia de atrapar

partículas de la columna de agua. Sin embargo, la presencia de un dique y la restricción mareal da lugar a una menor sedimentación, independientemente de la biomasa del hábitat, que puede traducirse en una menor acreción vertical de sedimento con respecto a zonas bajo un régimen mareal normal. Por otro lado, en el estuario de Oyambre se encontró el dique construido en 1955 afecta negativamente a la función de sumidero de carbono de la sección afectada del estuario, como demuestran las menores tasas de acreción de sedimento y de enterramiento de carbono observadas en zona alterada respecto a la natural y las menores tasas de acreción de sedimento observadas en la marisma alterada antes de la construcción del dique con respecto al período posterior.

## **Abstract**

Estuarine habitats, such as salt marshes and seagrass meadows, are important carbon sinks. The main carbon reservoirs in these ecosystems are found in the sediment, thanks to the accumulation of subtidal biomass (roots and rhizomes) and organic particles from the water column that arrive through fluvial and tidal inputs. In addition, these ecosystems generate multiple other ecosystem services for society, such as coastal protection, sustaining biodiversity and maintaining water quality.

However, estuaries have historically been modified by humans. One of the main impacts has been the restriction of tidal flow and the transformation of intertidal zones to other uses.

These changes in tidal influence and hydrodynamics impact the distribution of habitats, their conservation status, and potentially the ecosystem services they provide, including their ability to sequester carbon. Demonstrating the impact of anthropogenic modifications on the ecosystem services provided by estuarine ecosystems is key to promoting their restoration.

The objective of this study is to evaluate the impact of tidal restriction by the presence of dikes on the mechanisms that determine the carbon sink function of coastal marshes in two estuaries of Cantabria, the Oyambre estuary and the Ría de Cubas, historically subjected to hydrodynamic alterations and changes in land use. Two approaches are used to evaluate the impact of tidal restriction at two different time scales. In the Cubas estuary, sedimentation traps and pressure sensors were combined to determine the impact of tidal restriction on the hydroperiod and sedimentation rates in different habitats distributed from the lower to the upper intertidal. In the Oyambre estuary, different biogeochemical variables (e.g. organic carbon content, % silts and clays) were analyzed along sediment cores dated with  $^{210}\text{Pb}$  and representing the last 60-100 years of sediment accumulation.

The results obtained show a clear impact on the accretion and retention capacity of organic material, key processes in the generation of organic carbon deposits. Specifically, in the Cubas estuary it was detected that both the hydroperiod (flooding

time and tidal height) and the presence of vegetation and biomass are positively related to higher sedimentation rates in the intertidal habitats of the control zone (not affected by the dike) of the marsh of El Conde, with biomass being the most conditioning factor in terms of the efficiency of trapping particles from the water column. However, the presence of a levee and tidal restriction results in less sedimentation, regardless of habitat biomass, which may translate into less vertical accretion of sediment with respect to areas under a normal tidal regime. On the other hand, in the Oyambre estuary, the dike built in 1955 was found to negatively affect the carbon sink function of the affected section of the estuary, as shown by the lower rates of sediment accretion and carbon burial observed in the altered area with respect to the natural one and the lower rates of sediment accretion observed in the altered marsh before the construction of the dike with respect to the later period.

# 1. Introducción

## 1.1. Soluciones Basadas en la Naturaleza para la mitigación del Cambio Climático

El cambio climático es uno de los mayores retos a los que se enfrenta la sociedad, siendo el aumento de la concentración de gases de efecto invernadero (GEI), principalmente  $\text{CO}_2$ , la principal causa. Este aumento de los niveles de GEI se debe principalmente a actividades humanas como la quema de combustibles fósiles para la generación de energía, la deforestación, la agricultura intensiva y la industria (Solomon et al., 2007), que liberan a la atmósfera grandes cantidades de  $\text{CO}_2$  y otros gases, como el metano ( $\text{CH}_4$ ) y el óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (IPCC, 2021). Estos gases atrapan el calor en la atmósfera, provocando un aumento de la temperatura global y alteraciones en los patrones climáticos, desencadenando efectos adversos en los ecosistemas, la biodiversidad y las comunidades humanas. Las emisiones de  $\text{CO}_2$  medias a nivel global han aumentado hasta 423.46 ppm en abril de 2024 (NOAA), lo que supone un aumento superior al 50% desde los valores pre-industriales de 280 ppm (Strengers et al., 2008).

Reducir las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera es clave para frenar el cambio climático (IPCC, 2021). Entre las estrategias de mitigación del cambio climático está la conservación y restauración de ecosistemas que actúan como sumideros naturales de carbono. Un sumidero de carbono es cualquier sistema natural o artificial que absorbe más carbono del que emite, almacenando el carbono en forma de biomasa, sedimentos, suelo o agua (Canadell et al., 2007). Los ecosistemas formados por organismos fotosintéticos cumplen esta función, absorbiendo  $\text{CO}_2$  y almacenándolo como carbono orgánico (CO) en forma de biomasa aérea o en el sedimento (raíces o materia orgánica muerta) (Solomon et al., 2007). La pérdida de estos ecosistemas no sólo genera la pérdida de su servicio de secuestro de carbono, sino que también puede dar lugar a importantes emisiones de  $\text{CO}_2$ . Por ejemplo, la pérdida o degradación de ecosistemas terrestres contribuye actualmente al 13% de las emisiones de GEI de origen antrópico a nivel global (IPCC, 2014).

Tradicionalmente el papel de sumidero natural carbono se les atribuía únicamente a los ecosistemas terrestres. Sin embargo, de todo el carbono capturado por la actividad fotosintética a nivel mundial, más de la mitad lo hacen ecosistemas marinos (Nelleman et al., 2009). El carbono que estos ecosistemas marinos capturan se conoce como Carbono Azul. Contribuyen cerca del 50% del carbono acumulado en sedimentos marinos, a pesar de que su superficie ocupa tan solo un 0.2% de la superficie oceánica (Duarte et al. 2013b).

Estos ecosistemas se encuentran entre los más amenazados del planeta, enfrentándose a una pérdida y degradación globales debidas a actividades humanas como la urbanización costera, la contaminación y el cambio climático (Duarte et al., 2022). Su

pérdida no sólo representa la desaparición de importantes sumideros de carbono, sino que puede generar también su conversión en fuentes de CO<sub>2</sub> (Lovelock et al., 2017) de forma similar a lo que ocurre con los ecosistemas terrestres degradados.

La degradación de estos ecosistemas libera el carbono almacenado en sus sedimentos y biomasa, contribuyendo así al aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero (Pendleton et al., 2012). Por estos motivos, su conservación y restauración se consideran medidas clave de mitigación del cambio climático, y también son esenciales para mantener los numerosos servicios ecosistémicos que prestan, como la protección de las costas, la mejora de la calidad del agua y el apoyo a la biodiversidad (Sala et al., 2021)

Desde 2009 las Naciones Unidas, reconocen la oportunidad de usar estos ecosistemas como almacenes de carbono orgánico, necesiéndose desde entonces una mejora del entendimiento y funcionamiento de estos procesos. En 2007, el IPCC incluye estos ecosistemas como una estrategia basada en la naturaleza que contribuya a secuestrar las crecientes emisiones de gases de efecto invernadero (Kelleway et al., 2017).

## **1.2. Ecosistemas de Carbono Azul**

El término de ecosistema de carbono azul se refiere principalmente a los hábitats costeros vegetados que se desarrollan sobre fondos blandos formados por macrófitos como praderas marinas y manglares y marismas (Nelleman et al., 2009). En conjunto, estos ecosistemas tienen una distribución global y se distribuyen desde el intermareal superior (en el caso de marismas y manglares) hasta en algunos casos 40 metros de profundidad (algunas especies de praderas marinas).

Las tasas de enterramiento de carbono orgánico en marismas, manglares y praderas marinas superan las de los suelos de los bosques terrestres en un rango de 30 a 50 veces (McLeod et al., 2011). Esto se debe a varios factores, incluyendo la alta producción primaria, la baja tasa de descomposición de la materia orgánica, los bajos niveles de oxígeno en los sedimentos y la asignación significativa de la producción de biomasa a las raíces y rizomas enterrados en el suelo (Duarte et al., 2013a).

### **1.2.1. Carbono Azul en Europa**

En Europa, los ecosistemas de carbono azul están representados por praderas marinas y marismas que, en la costa Atlántica, conviven dentro de los estuarios, distribuidos a distinto nivel intermareal.

Las praderas marinas están formadas por el único grupo de plantas con flores que viven en el intermareal o en el mar. Son conocidas por su gran capacidad de alterar su entorno físico, químico y biológico de las aguas en las que habitan (Orth et al., 2006). Están distribuidas en las costas de todos los continentes desde el intermareal hasta 40 m

de profundidad, limitadas por la disponibilidad de luz. A pesar de su amplia distribución, tan solo hay 60 especies que componen las praderas marinas, un número bastante bajo si se compara con las angiospermas terrestres, un grupo compuesto por más de 250.000 especies (Orth et al., 2006). En los estuarios de la costa Atlántica Europea, las praderas marinas se distribuyen entre el intermareal bajo y el submareal somero y están representadas por dos especies, *Zostera marina* y *Nanozostera noltei*.

Las marismas son ecosistemas localizados en zonas intermareales de escasa energía incidente por el oleaje (Kelleway et al., 2017). Aparecen en áreas como sistemas protegidos por barras, bahías o estuarios (Adam et al., 2002). Se distribuyen en un nivel superior del intermareal respecto a las praderas marinas hasta el intermareal superior (Adam et al., 2002).

Tanto las praderas marinas como las marismas proporcionan múltiples servicios ecosistémicos además de su capacidad para secuestrar carbono. Entre ellos figuran la regulación del clima, la protección costera contra la erosión y las tormentas, la mejora de la calidad del agua gracias a la filtración de sedimentos y nutrientes, y la provisión de hábitats esenciales para diversas especies de flora y fauna (Barbier et al., 2011).

### **1.3. Mecanismos de secuestro de carbono**

La capacidad de las marismas y de las praderas marinas de secuestrar carbono deriva de diferentes procesos (Figura 1). Por un lado, son ecosistemas altamente productivos. La actividad fotosintética de estos organismos supone la absorción de un total de 30 – 60 Pg de CO<sub>2</sub> anualmente, y contribuye en un 40% a la productividad total de todo el planeta (Duarte & Cebrián, 1996). Una gran parte de la biomasa acumulada por estos ecosistemas es subterránea (Duarte & Chiscano, 1999). Además, los ecosistemas de carbono azul, como las praderas marinas y las marismas desempeñan un papel crucial favoreciendo la sedimentación de partículas orgánicas e inorgánicas de la columna de agua gracias a su dosel vegetal, que reduce la velocidad de las corrientes y actúa como filtro (Duarte et al., 2013). La sedimentación constituye por tanto un flujo de carbono alóctono (que viene de otros ecosistemas) al sedimento de praderas marinas y marismas. Una vez en el sedimento, las praderas marinas y las marismas son especialmente eficaces en la retención de partículas orgánicas a sus densas redes de raíces y rizomas, que estabilizan el sedimento y evitan la erosión (Caetano et al., 2008). Esta función es crucial para el secuestro de carbono orgánico a largo plazo en el sedimento.

Como resultado de una gran acumulación de biomasa subterránea y de la sedimentación de partículas orgánicas estos hábitats forman grandes depósitos de carbono orgánico en el sedimento (Serrano et al., 2019) donde la falta de oxígeno limita su

descomposición por microorganismos y favorece su preservación a largo plazo (Lo Iocano et al., 2008)

En sistemas estuarinos, tanto la marea como el aporte fluvial pueden ser una fuente de sedimento y de carbono orgánico a estos ecosistemas (Milliman and Sivitsky 1992; Allen, 1980). En los estuarios, los ciclos mareales y la descarga fluvial determinan la cantidad de la materia orgánica depositada en los sedimentos (Fig. 1). Además, la variabilidad de la fuerza de las corrientes de marea y del caudal de los ríos puede afectar a la eficacia de estos ecosistemas a la hora de capturar carbono orgánico. Por ejemplo, durante los periodos de alta descarga fluvial, aumenta el aporte de materia orgánica, lo que puede incrementar temporalmente las tasas de sedimentación (Strauch et al., 2018). Sin embargo, las corrientes excesivamente fuertes pueden poner en suspensión los sedimentos, reduciendo la eficacia de la captura de carbono (Butzeck et al., 2015).

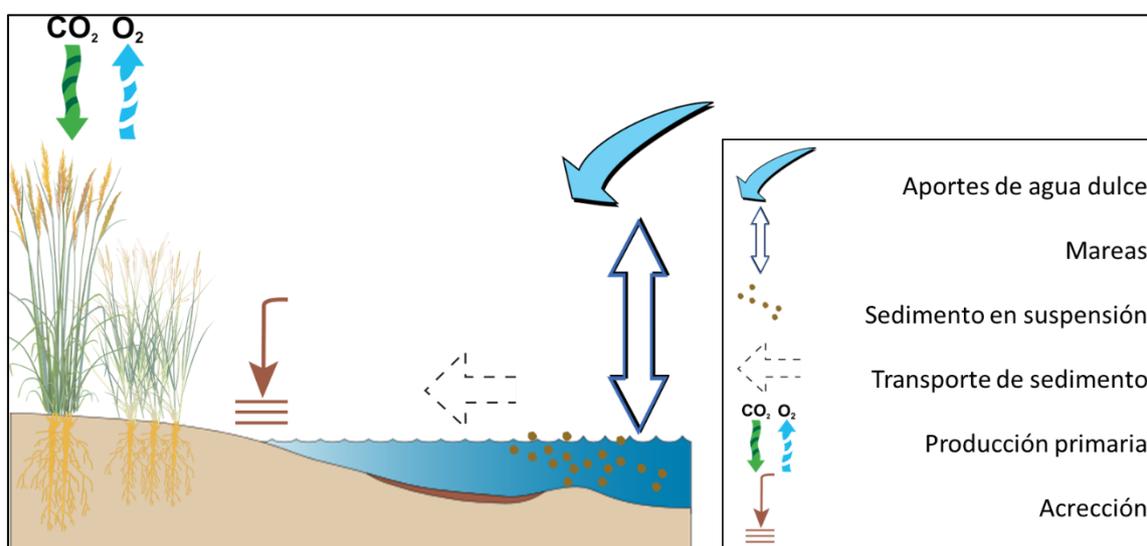


Figura 1: Principales mecanismos que contribuyen a la función de sumidero de carbono de los sedimentos de praderas marinas y marismas. Los símbolos son cortesía de Integration and Application Network ([ian.umces.edu/symbols/](http://ian.umces.edu/symbols/)).

#### 1.4. Otros servicios ecosistémicos de praderas marinas y marismas

Las praderas marinas y marismas ofrecen una serie de servicios que les dotan de gran importancia. Entre ellos, destaca el hecho de que, gracias a sus elevadas tasas de producción primaria neta, que supera a muchos ecosistemas terrestres (Duarte & Chiscano, 1999) sirven de soporte a una importante cadena trófica. Las zonas donde hay presencia de estas plantas suelen ser lugares de una biodiversidad más elevada que en zonas contiguas, además de ser idóneos para juveniles de numerosas especies, algunas de interés comercial (Hemminga et al., 2000). Las praderas de *Zostera marina* del Atlántico europeo, por ejemplo, sustentan una rica comunidad de invertebrados, peces y aves, contribuyendo así a la diversidad genética y ecológica de la zona (Orth et al., 2006). Ambos ecosistemas sirven como zonas de cría y refugio para numerosas especies de peces y crustáceos de

importancia comercial. Las praderas de *Posidonia oceanica* en el Mediterráneo, por ejemplo, son hábitats críticos para especies como la lubina y el mero, que dependen de estos entornos durante sus primeras etapas de vida, sustentando importantes pesquerías locales (Jackson et al., 2001).

Las praderas marinas y las marismas actúan como barreras naturales que atenúan la energía de las olas y reducen la erosión costera (Barbier et al., 2011). Muchos son los estudios que han demostrado la capacidad de estos ecosistemas de atenuar la energía del flujo incidente al mismo (por ejemplo, Bouma et al., 2014; Temmerman et al., 2013, Maza et al., 2015). La capacidad de atenuar la energía del flujo incidente depende de las características del ecosistema, así como del forzamiento al que se ve expuesto (Peralta et al., 2008). Las praderas marinas y las marismas reducen la energía del oleaje reduciendo el flujo de energía a medida que las olas se propagan por el campo (Mendez & Losada, 2004). La efectividad de estos ecosistemas depende de factores como la densidad del campo, su biomasa aérea y la batimetría de la zona (Maza et al., 2022). Tras desastres naturales como el huracán Katrina, se presta especial atención a la recuperación y conservación de marismas, y otros ecosistemas como los bosques de manglar, con el fin de ofrecer una protección costera adicional en caso de repetirse este tipo de eventos (Day et al., 2007).

Además, tanto la acumulación de biomasa subterránea como la sedimentación de partículas orgánicas e inorgánicas, gracias a la reducción de la velocidad del flujo producida por las plantas hacen que el sedimento de marismas y praderas marinas tienda a acrecer verticalmente (Poutouoglou et al., 2015; Duarte et al., 2013). Esto confiere a estos ecosistemas cierta capacidad de adaptarse a la subida del nivel mar (Chmura & Hunt, 2004). Las marismas tienen la capacidad de elevarse en función de cambios en el rango del nivel del mar, captando sedimento del propio estuario, así como aportes de CO propios de las plantas, raíces, etc. Por tanto, la capacidad elevación está definida por la disponibilidad de partículas en la columna de agua, las tasas de sedimentación y la producción y acumulación de biomasa subterránea (Chmura & Hunt, 2004).

Esta capacidad de adaptación al nivel del mar hace que sean de especial interés en la protección costera y en la ingeniería costera, ya que, actúan como disipadores de energía y reduciendo la velocidad del flujo, a través de las turbulencias generadas cuando la vegetación presenta una densidad mínima, favoreciendo la sedimentación (Duarte et al., 2013a).

## **1.5. Amenazas de los ecosistemas de Carbono Azul en Europa**

En Europa, los ecosistemas de carbono azul, como las praderas marinas y las marismas, se enfrentan a importantes amenazas que han provocado la pérdida del 25-50 % de su superficie en los últimos 50 años (Orth et al., 2006). Los principales factores responsables de esta degradación incluyen la transformación costera, la contaminación y los cambios en el uso del suelo (Airoldi and Beck, 2007).

En Europa, la restricción del flujo mareal por medio de diques y la transformación de zonas estuarinas a otros usos es una de las principales causas de pérdida de marismas y praderas marinas estuarinas en los estuarios de Europa (Airoldi and Beck, 2007). En muchos casos esos usos se abandonan y los diques se degradan, lo que permite una entrada parcial pero no total de la marea, dando lugar a humedales costeros sometidos a una elevada restricción mareal y bajo unas condiciones hidrodinámicas muy diferentes a las de zonas adyacentes que no se encuentran bajo la influencia de estos diques. La presencia de diques y la restricción mareal genera alteraciones en los aportes de sedimentos en la hidrodinámica del estuario (Liu et al., 2022). Esto puede regenerar auto compactación de sedimento, disminución de la sedimentación y un aumento de la descomposición de la biomasa subterránea al disminuir las condiciones anóxicas del sedimento (Chmura & Hunt, 2004). Esto puede reducir la capacidad de estos ecosistemas para acumular carbono y acrecer verticalmente e incluso puede generar la pérdida de parte de los depósitos de carbono existentes (Chmura & Hunt, 2004; Bu et al., 2015; Fernandez et al., 2010) lo que pone en riesgo su papel como sumidero de carbono y el resto de servicios ecosistémicos que proveen.

La conservación y restauración de marismas y praderas marismas en Europa constituye una oportunidad para contribuir a mitigar el cambio climático (favoreciendo el secuestro de carbono y evitando emisiones asociadas a la pérdida de estos ecosistemas) a la vez que se protegen y restauran los otros múltiples servicios ecosistémicos que proveen (UE Estrategia de Biodiversidad para 2030; Macreadie et al., 2021). Entender el impacto que la degradación de estos ecosistemas tiene en su papel como sumidero de carbono es clave para incentivar que se implementen estrategias para su conservación y restauración.

El objetivo de este trabajo es evaluar el impacto de la restricción mareal por la presencia de diques en estuarios en los mecanismos que determinan la función de sumidero de carbono de marismas costeras.

## **2. Materiales y Métodos**

El impacto de la restricción mareal por la presencia de diques en estuarios en los mecanismos que determinan la función de sumidero de C se evalúa mediante dos aproximaciones diferentes, que permiten abarcar dos escalas temporales diferentes: a corto plazo (presente) y largo plazo (últimos 100 años), basándonos en dos casos de estudio.

### **2.1. Aproximación 1: Afección del dique a corto plazo: Marisma del Conde**

En esta primera aproximación examinamos el impacto de la presencia de diques en la acumulación de carbono orgánico a través de la sedimentación de partículas de la columna de agua. Este enfoque permite evaluar el impacto en una escala temporal corta,

monitorizando la sedimentación en la zona de estudio y los procesos hidrodinámicos que la condicionan cada día.

### 2.1.1. Zona de estudio – Ría de Cubas, Bahía de Santander

La zona de estudio se encuentra en la ría de Cubas, desembocadura del Río Miera y uno de los dos estuarios que vierten a la Bahía de Santander (Figura 2 a y b).



Figura 2: (a) Mapa de la bahía de Santander indicando la localización de la Ría de Cubas en el estuario del Miera (b) y la zona de estudio, la Marisma del Conde, en la Ría de Cubas (c). Fotos tomadas en Google Earth.

La Bahía de Santander ha sufrido desde finales del siglo XVIII, grandes cambios debido a actividades humanas como rellenos, canalizaciones y dragados. En el siglo XVIII, la bahía tenía un área de 48 km<sup>2</sup>, con un 85% de zonas intermareales, y estaba en un estado casi natural sin modificaciones significativas por parte del hombre (Petra Remeta, 2023).

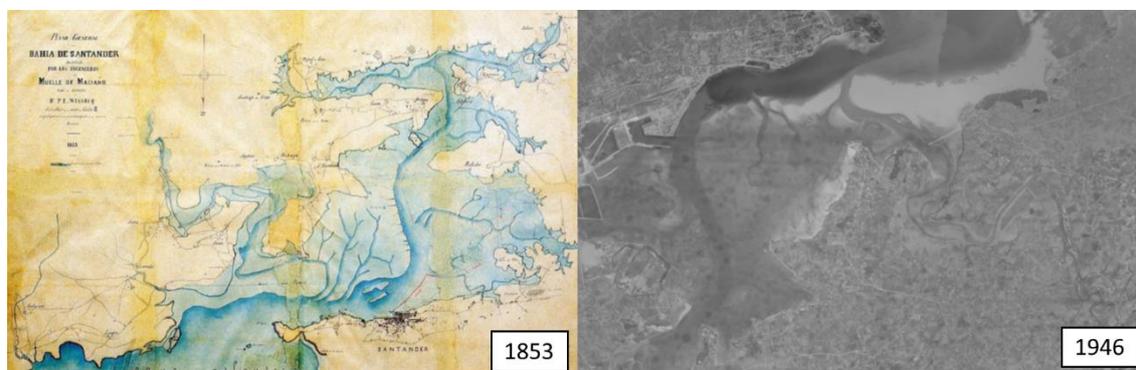


Figura 3: Evolución de la superficie de la Bahía de Santander a lo largo de los últimos siglos. Foto (1853) tomada de: <https://www.puertasantander.es/es/centro-de-documentacion> // Foto (1946) tomada de: <https://fototeca.cnig.es/fototeca/>

Para finales del siglo XVIII, el área se había reducido a 42 km<sup>2</sup>, con un 83% de zonas intermareales y un prisma mareal de 160 hm<sup>3</sup>. A principios del siglo XX, comenzaron las grandes intervenciones humanas que llevaron a la desaparición de los bancos de arena en la boca de la bahía y a la modificación del estuario. Para 1920, la bahía se había reducido a 34 km<sup>2</sup>, con un 76% de zonas intermareales y un prisma mareal de 130 hm<sup>3</sup>. En 1933, la bahía disminuyó aún más a 32 km<sup>2</sup>, con un 72% de zonas intermareales y un prisma mareal de 125 hm<sup>3</sup>. En 1944, la bahía se redujo a 28 km<sup>2</sup>, con un 68% de zonas intermareales y un prisma mareal de 110 hm<sup>3</sup> (Figura 3, año 1946). finales del siglo XX, con la construcción del puerto de Raos, el área de la bahía se redujo todavía más. En 1984, la configuración de la bahía mostraba la construcción del complejo portuario de Raos y otros cambios significativos. Desde 1997, la bahía no ha experimentado grandes cambios en su configuración (Petra Remeta, 2023). En total, todas estas intervenciones han dado lugar a una reducción de la superficie de la Bahía de un 45.89%, de su área intermareal en un 57.22%, de su volumen en un 39.65%, de su volumen intermareal en un 48%, y de su línea costera natural en un 83%. Actualmente, gran parte de la ciudad, el puerto y el aeropuerto están situados en áreas que originalmente eran marismas.

Debido a la ubicación en el interior de la bahía de Santander (Figura 2b), la influencia del oleaje en la ría de Cubas es nulo. Sin embargo, es un estuario eminentemente dominado por las mareas con un aporte fluvial relativamente pequeño (8.2 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) en comparación con la marea (3077 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) (Petra Remeta, 2023). A pesar de que el aporte fluvial sea relativamente pequeño, debido a la proximidad del río, la ría de Cubas, puede sufrir ocasionales variaciones en su salinidad durante eventos de grandes precipitaciones.



Figura 4: Evolución del puerto a lo largo del último siglo. Fotos tomadas de: <https://fototeca.cniq.es/fototeca/>

El periodo de las mareas es semidiurno, sobre 12 horas y 40 minutos con una altura media de 4 metros en costa. Debido a procesos como rozamiento con el fondo,

dentro de la bahía la altura de la marea disminuye hasta 3 con máximos de 4.75 metros. Dentro de la bahía la onda de marea se deforma, con un tiempo de marea vaciante mayor que la llenante. Este desfase llega a las 2.6 h entre el exterior y la ría de Cubas y causa una reducción de la altura de marea de 0.43 metros en el interior de la bahía (Petra Remeta, 2023).

De forma similar al resto de la Bahía, la ría de Cubas también ha sufrido una disminución en su superficie debido a rellenos y transformación a otros usos. Una de estas zonas es la Marisma del Conde, situada a la izquierda del meandro de la ría de Cubas, en su última sección antes de su desembocadura en la bahía de Santander (Figura 1c). El relleno fue realizado en el siglo XIX por los Condes del Portillo. La zona fue desecada y transformada en pastos para el ganado (Gómez Ochoa, 2011), uso que se mantiene hasta el presente. En concreto, la marisma se aisló de la dinámica estuarina por un dique de 580 metros de largo y de 2.5 metros de altura, y se rellenó con una elevación promedio del terreno interior de 1.6 metros (Figura 5). El dique consta de dos canales principales de drenaje que comunican la zona rellenada con el estuario a través de compuertas que permiten la entrada de la marea. En el interior debido a numerosas inundaciones se forman pequeños humedales y lagunas, particularmente en la zona adyacente al dique (Petra Remeta, 2023).



Figura 5: Ubicación y apariencia del dique de la Marisma del Conde. Fotos tomadas en Google Earth y archivo personal.

La flora de la zona interna al dique (zona rellenada) es muy diferente a la de la zona externa (estuario) presumiblemente debido a las diferencias en salinidad e inundación

provocadas por la presencia del mismo. En el interior del área rellenada los humedales están dominados principalmente por Carrizo (*Phragmites australis*), especie halófila de hasta 3 m de porte que coloniza canales y zonas internas de los estuarios con baja salinidad (Bueno Sanchez 1997). Por el contrario, en la zona externa al dique encontramos especies halófilas típicas de estuarios distribuidas en un gradiente marcado por la influencia mareal o hidroperíodo (Bueno Sanchez 1997) . En particular, desde el intermareal alto hasta el intermareal inferior encontramos marisma alta dominada por las especies *Halimione portulacoides* y *Juncus maritimus*, marisma baja dominada por especies del género *Spartina* (*Spartina maritima* y *S.alterniflora*) junto con otras plantas halófilas del género *Salicornia* y por último, el páramo intermareal con pequeños rodales de la especie de fanerógama marina *Nanozostera noltei*.

### **2.1.2. Diseño experimental**

Para poder evaluar el efecto de la presencia del dique en las tasas de sedimentación se establecieron dos tratamientos: una zona control, zona del estuario externa al dique, sometida a las dinámicas mareales normales; y una zona alterada, interna al dique (Figura 6). Para poder tener en cuenta el efecto de la vegetación como filtro de partículas, dentro de la zona control se establecieron tres estaciones a lo largo del gradiente intermareal y en diferentes hábitats: marisma alta (formada principalmente por *Juncus maritimus* y *Halimione portulacoides*), marisma baja (formada por *Spartina maritima* y *Spartina alterniflora*) y páramo intermareal sin vegetación (desde ahora “páramo”). En la zona alterada se estableció una única estación en una zona dominada por carrizo (Figura 6). El efecto del dique se evaluó midiendo una serie de variables en las dos zonas de estudio a lo largo de una campaña de 4 días realizada en Julio de 2024.

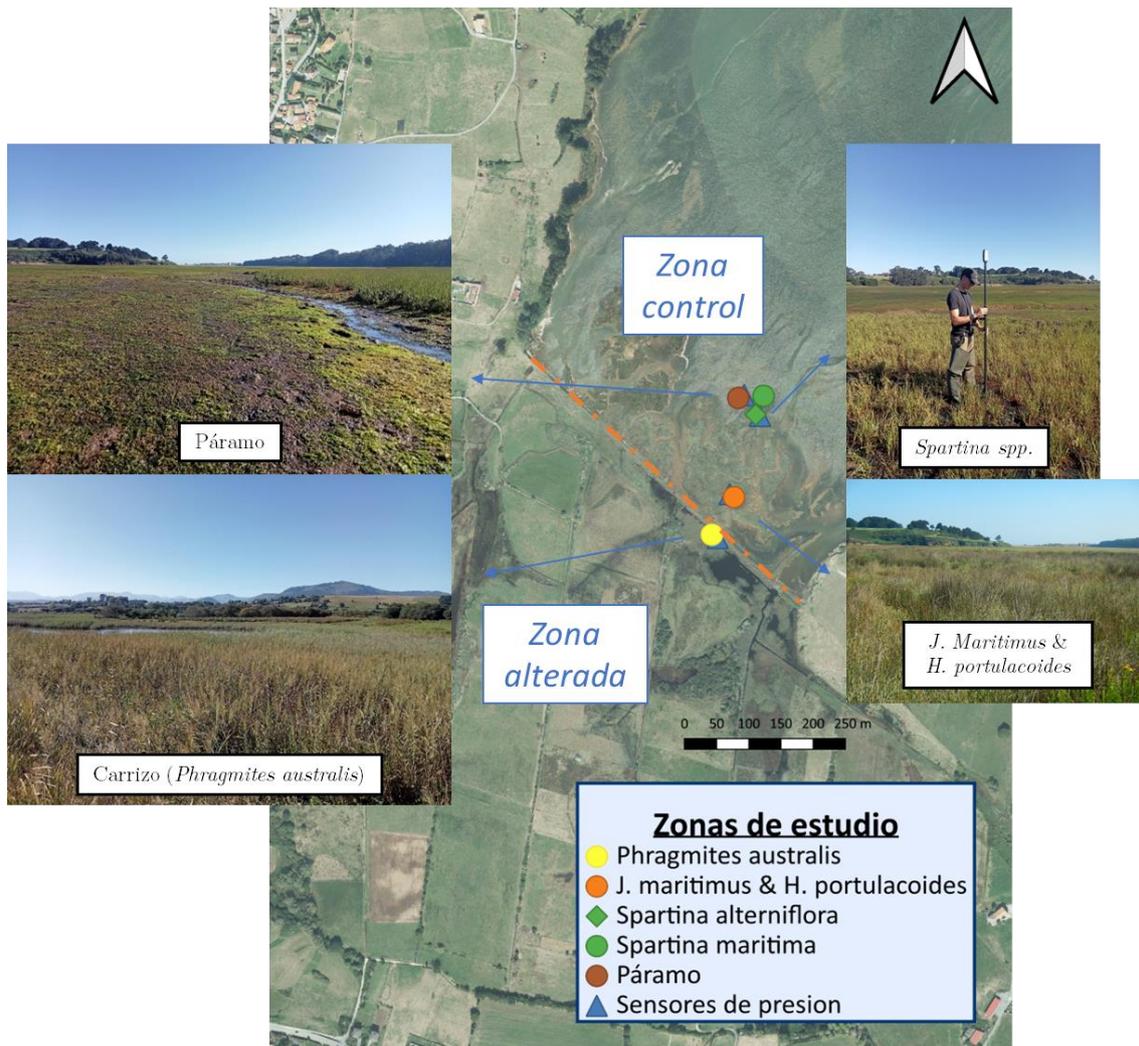


Figura 6: Distribución de las estaciones de muestreo en zona control (páramo intermareal, *S.maritima* e *S.alterniflora* en marisma baja y *H.portulacoides* y *J.maritimus* en marisma alta) y en zona alterada (*P.australis*). La línea naranja representa el dique.

### 2.1.3. Variables medidas

- Tasas de sedimentación

Las tasas de sedimentación se midieron en las tres estaciones de la zona control y en la zona alterada, de forma simultánea, mediante la técnica de trampas de sedimentación descrita por (Reed et al. 1989). En concreto, en cada estación, se colocaron filtros de papel pre-pesados utilizando unos dispositivos diseñados por Taylor et al., (2019). En concreto se instalaron 4 trampas por estación salvo en carrizo donde se colocaron 3 (dando lugar a un total de 19 trampas) (Fig. 7). Los filtros se cambiaron cada 24 horas hasta un total de 3 ciclos (días). Cada ciclo pretendía exponer a las trampas de sedimentación al menos dos mareas altas de duración cambiante según la posición de las trampas.



*Figura 7: Ejemplo de filtro colocado en páramo intermareal tras un ciclo de 24 horas.*

Una vez en el laboratorio los filtros se lavaron para retirar las sales que deja el agua de mar al bajar la marea. Se usarán 150 ml de agua destilada para cada uno. Después se secaron durante al menos 48 h a 60 °C y una vez secos se pesaron en una báscula de precisión.



*Figura 8: Material utilizado en el lavado de los filtros.*

La diferencia de peso seco entre el filtro antes y después de las 24 horas en el campo equivale a la sedimentación y se utilizó para estimar las tasas de sedimentación por estación utilizando el período de inundación, que se estimó como se explica más abajo.

- Hidroperíodo

La duración de la inundación y altura máxima de la marea se midieron durante los tres días que estuvieron las trampas de sedimentación instaladas, para cada una de las estaciones de la zona control y la zona alterada, utilizando un sensor de presión (RBR Solo 3D wave 16) por estación (Figura 9). El sensor se configuró para medir de forma continua con una frecuencia de 1 Hz, es decir, un dato de presión por segundo. Para obtener los datos de calado o altura de inundación, el primer paso fue corregir el dato de presión utilizando el dato de presión atmosférica en un sensor colocado en el estuario en una zona no inundable. Una vez sustraída la presión atmosférica, se obtuvo el dato de columna de agua a partir de la presión hidrostática resultante considerando la densidad del agua y la aceleración de la gravedad. Otra corrección necesaria es tener en cuenta la altura sobre la que se encuentra la cabeza del sensor sobre el suelo. En el caso de *P.australis* no se detectó inundación, a pesar de recoger las trampas correspondientes bajo una pequeña capa de agua, no registrada por el sensor debido a la elevación del mismo.



Figura 9: Sensor de presión colocado en el páramo intermareal.

Una vez transformados los datos a columna de agua se obtuvo el tiempo de inundación como el tiempo en el que el sensor se inunda y la altura máxima de la onda de marea considerando la máxima columna de agua medida por el sensor en cada ciclo de inundación.

- Topobatimetría

Para determinar las variaciones en la altura del terreno se usó un GPS topográfico (Leica Zeno FLX 100) con una precisión mínima de 2 cm y se tomaron tres medidas en las posiciones de las trampas de sedimentación de cada zona de estudio de la marisma.

- Características de la vegetación

Con el fin de evaluar el efecto de la vegetación en las tasas de sedimentación, se caracterizó la densidad, la altura media y la biomasa aérea de cada uno de las estaciones con vegetación de la zona control (*Spartina maritima*, *Spartina alterniflora*, *Juncus* & *Halimione*) y en la estación de la zona alterada (dominada por *P.australis*). Para las estaciones dominadas por *Spartina* sp. o *P.australis*, se contaron y se midió la longitud todos los haces (individuos) presentes en 5 cuadrantes de 30x30 cm, distribuidos aleatoriamente dentro de cada estación. Además, se tomaron un total de 40 ejemplares que volvieron a ser medidos en el laboratorio, secados (60°C durante al menos 48 h) y pesados (Fig. 10). Con el peso y longitud de los 40 individuos medidos en el laboratorio se obtuvo una ecuación lineal por cada hábitat que se utilizó para estimar el peso seco de los individuos medidos en el campo a partir de su longitud, y estimar la biomasa total por cuadrícula de 30 \* 30 cm (g PS m<sup>2</sup>) (Anexo 1).



Figura 10: Ejemplo de procesado de biomasa de *S.maritima* en el laboratorio.

En la estación de marisma alta, ocupada por *Juncus maritimus* y *Halimione portulacoides*, sólo se midió la biomasa total ya que la densidad o altura de los individuos de *H. portulacoides* por unidad de superficies es difícil de estimar debido a su tipología de arbusto rastrero. En el caso de este hábitat, se muestreó toda la biomasa aérea presente en 5 cuadrículas de 30x30 cm y se procesó en el laboratorio. Allí, de cada réplica se separaron las dos especies. En el caso de *J. maritimus*, se contaron y midieron todos los individuos de cada réplica y de un total de 40 individuos se obtuvo el peso seco (después de secar a 60°C durante al menos 48 h) con el que se generó una ecuación lineal que se

aplicó para estimar la biomasa del resto de individuos a partir de su longitud (de la misma manera que para *S.maritima*, *S. alterniflora* y *P.australis*). Por otro lado, toda la biomasa aérea de *Halimione portulacoides* obtenida por réplica se secó en la estufa (60°C durante al menos 48 h). La suma de la biomasa de *J.maritimus* y *H.portulacoides* por réplica y la superficie muestreada (30 \* 30 cm) se utilizó para estimar la biomasa de la comunidad por unidad de superficie.

#### **2.1.4. Análisis estadísticos**

Se aplicó el test de ANOVA de un solo factor seguido de un test Tukey-Kramer, para determinar si existen diferencias significativas en topobatimetría, tiempo de inundación, altura máxima de marea, biomasa y tasas de sedimentación entre estaciones. Además, se evaluó si había relaciones significativas entre el tiempo de inundación y la sedimentación, el tiempo de inundación y la biomasa de los hábitats y la biomasa de los hábitats y las tasas de sedimentación mediante análisis de regresión lineal simple.

## **2.2. Aproximación 2 – Afcción del dique a largo plazo: Estuario de Oyambre**

En esta segunda aproximación examinamos el impacto de la presencia de diques en la acumulación histórica (últimos 100 años) de carbono orgánico (CO) en los sedimentos de hábitats estuarinos intermareales (marismas y páramos sin vegetación) mediante el estudio de diferentes variables biogeoquímicas a lo largo de testigos de sedimento datados. La gran utilidad de los testigos de sedimento es que permiten estudiar el impacto que acontecimientos históricos han tenido en procesos ambientales (Serrano et al., 2016).

### **2.2.1. Zona de estudio – Estuario de Oyambre**

La zona de estudio se encuentra en el estuario de Oyambre, al oeste de la costa de Cantabria. El estuario de Oyambre es un sistema estuarino mesomareal que presenta una compleja interacción entre fuerzas fluviales y marinas. La hidrodinámica en este estuario desempeña un papel crucial en la configuración de su morfología, la distribución de las comunidades vegetales y la calidad del hábitat.



Figura 11: Estuario de Oyambre. Foto de:

<https://apartamentoscostaesmeralda.com/el-parque-natural-de-oyambre/>

El estuario de Oyambre tiene una extensión aproximada de 100 hectáreas, de las cuales el 90% son intermareales. Su configuración incluye dos brazos principales: La Rabia con orientación norte-sur y cuya extensión es de 0.60 km<sup>2</sup>, y la Ría del Capitán, con orientación este-oeste con una extensión de 0.3 km (Figura 12).

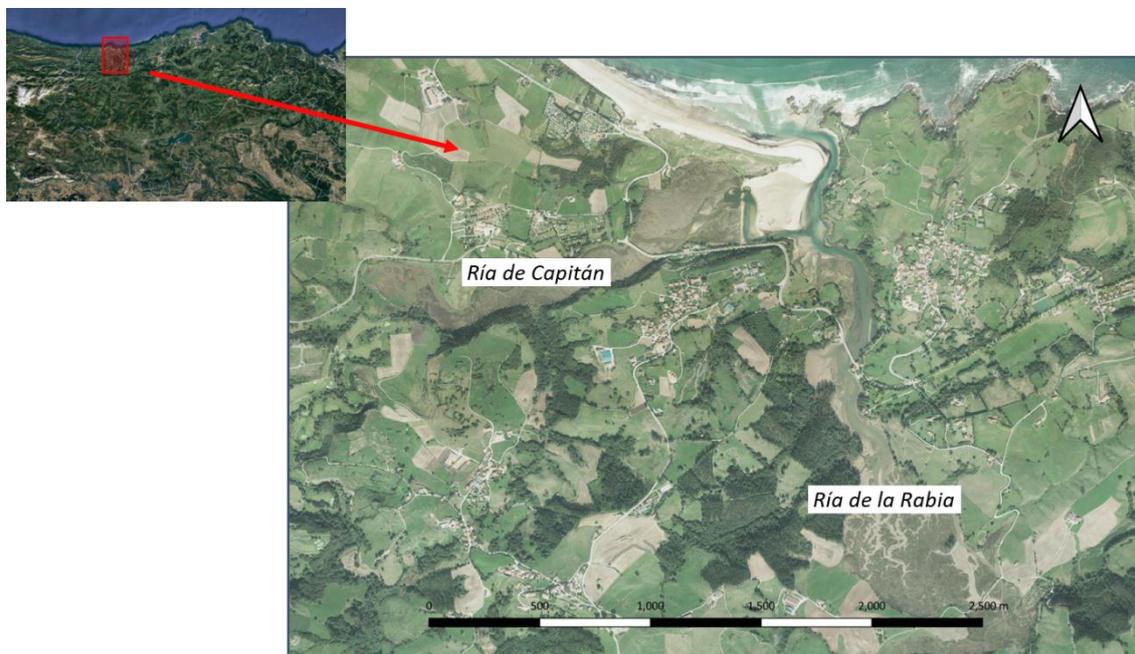


Figura 12: Localización del estuario de Oyambre en Cantabria.

El estuario experimenta una marea mesomareal, con un rango de marea de 2,3 metros durante las mareas vivas. Esta marea moderada influye significativamente en el patrón de circulación del agua y en la sedimentación dentro del estuario. El caudal fluvial en el estuario es relativamente bajo, con un caudal medio inferior a 0,5 m<sup>3</sup>/s, predominando el aporte de agua a través de pequeños arroyos y escorrentías. Este reducido caudal limita la influencia fluvial directa sobre la dinámica estuarina, haciendo que las fuerzas de las mareas y las interacciones con las corrientes marinas predominen en la regulación de las condiciones hidrodinámicas del estuario (Frau et al., 2014).

La dinámica mareal en el estuario de Oyambre se caracteriza por una mezcla de mareas semidiurnas y diurnas, con una amplitud moderada que influye en el patrón de inundación y exposición de las zonas intermareales. La circulación del agua en el estuario de Oyambre está dominada por las mareas, que inducen un patrón de flujo bidireccional. Durante la subida de la marea, el agua de mar entra en el estuario, empujando los sedimentos hacia las zonas intermareales y provocando una acumulación de partículas en la parte superior del estuario. Durante la bajamar, el flujo de agua se dirige hacia el mar, arrastrando los sedimentos y contribuyendo a la erosión de las zonas de sedimentos blandos. La interacción entre el flujo de las mareas y la topografía del estuario crea zonas de acumulación de sedimentos y de erosión.

Desde la antigüedad, el estuario de Oyambre ha sido un punto estratégico tanto para las comunidades locales como para la biodiversidad regional. La influencia humana en el estuario se remonta a los primeros asentamientos, cuando las actividades pesqueras y agrícolas empezaron a modelar el paisaje costero. A medida que crecía la población, también lo hacían las presiones sobre el estuario, con prácticas como el drenaje de humedales y la construcción de infraestructuras para la explotación de recursos (Frau et al., 2014). En particular, desde mediados del siglo XIX el estuario de Oyambre ha sufrido importantes transformaciones. La construcción de diques y transformación de algunas zonas intermareales para otros usos (e.g. silvicultura) y la regulación de las mareas tuvieron un impacto significativo en la hidrodinámica del estuario de Oyambre. Estos cambios tuvieron profundas implicaciones para la ecología local y distribución de hábitats estuarinos. Por ejemplo, en las partes más internas de las rías de la Rabia y de Capitán la entrada de la marea estuvo total o parcialmente restringida desde mediados del siglo XIX y principios del XX por un molino de marea y un dique, respectivamente, lo que favoreció la expansión de la especie invasora *Baccharis halimifolia* un arbusto leñoso que alteró significativamente la distribución de las especies autóctonas, modificando la estructura del hábitat (Frau et al., 2014). Con la restauración en 2009, de las condiciones naturales en la zona interna de ambas rías, mediante la retirada de sendos diques, la vegetación estuarina ha comenzado a recuperarse, mostrando una mayor diversidad y una distribución más acorde con la configuración típica de los estuarios cantábricos (Caño et al., 2013a).

La zona de estudio para este trabajo se compone de la parte más externa de la ría de la Rabia y de la parte externa de la ría de Capitán (Figura 12). La zona externa de la Ría de la Rabia nunca ha estado cerrada al mar y en ella se distinguen diferentes comunidades típicas de los estuarios del norte de España, distribuidas a diferente nivel del intermareal (Bueno-Sanchez 1997). En el intermareal superior, las comunidades de marisma alta están formadas principalmente por *Halimione portulacoides* y *Juncus maritimus*, en un nivel inferior respecto a la marea encontramos praderas de *Spartina maritima* y *Sarcoconea sp.* y en el intermareal inferior encontramos praderas de *Nanozostera noltei*.

Por el contrario, la zona externa de la ría de Capitán estuvo cerrada o parcialmente cerrada a la marea desde 1955 aproximadamente, cuando se construye un dique y la zona se seca y se transforma en una plantación de eucaliptos. En torno al año 1998, una parte del dique se rompe por su parte central permitiendo la entrada de la marea, aunque de forma muy restringida. La entrada de agua de mar hace que la plantación se muera y se desarrollen comunidades de marisma alta, dominadas principalmente por *Halimione portulacoides* y *Juncus maritimus*. Cabe destacar que, en el año 2018 se rebaja el dique permitiendo una mayor entrada de la marea. Sin embargo, este estudio se basa en testigos de sedimento muestreados el mismo año justo antes de la apertura del dique en el marco

del proyecto LIFE ADAPTABLUES, cuando la zona seguía bajo una restricción mareal significativa.

### 2.2.2. Diseño experimental

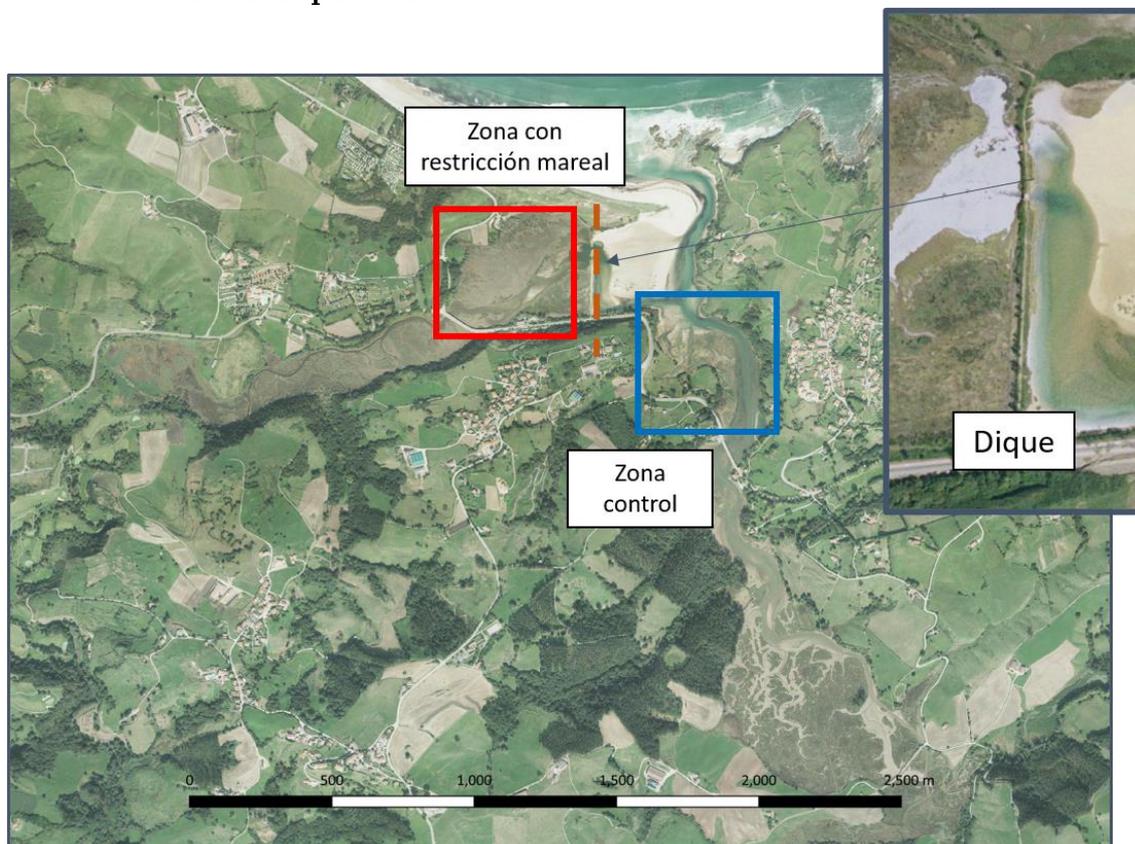


Figura 13: Localización de las zonas de estudio: zona control, en la parte externa de la Ría de la Rabia y de la zona alterada en la parte externa de la Ría de Capitán.

Para este trabajo se utilizaron datos biogeoquímicos de un total de 12 testigos de sedimento muestreados en el año 2018 en el marco del proyecto Europeo LIFE ADAPTABLUES, enfocado a desarrollar estrategias en la adaptación y mitigación del cambio climático con base en la conservación y restauración de los ecosistemas marinos y costeros.

En concreto para este trabajo, se utilizaron datos biogeoquímicos de testigos de sedimento muestreados en marisma alta y páramo intermareal de las zonas externas de la Ría de la Rabia, zona nunca sometida a restricción mareal y que se consideró como zona de control, y de la Ría de Capitán, zona afectada por una restricción mareal total o parcial desde 1955 hasta la fecha de muestreo, y que se consideró como zona alterada (Figura 13; Tabla 1). Por cada hábitat se contaba con datos de tres testigos de sedimento, dando lugar a un total de 12 testigos de entre 21.6 - 51 cm de profundidad, distribuidos entre la zona control y la zona alterada y entre la marisma y el páramo de cada zona (Tabla 1).

Los detalles sobre el muestreo, procesado de los testigos en el laboratorio y analíticas pueden consultarse en Mazarrasa et al., (2023) y en el Deliverable A2. LIFE ADAPTABLEUES (<https://lifeadaptablues.eu/es/results/>).

Zona	Marisma/paramo	Código testigo	Profundidad	Antigüedad max.	Coordenadas
Natural	Paramo natural	NP_2	26.3	1944 (24.6 cm)	43.382817, -4.318047
Natural	Paramo natural	N_P1	24.9		
Natural	Paramo natural	N_P3	21.6		
Natural	Marisma natural	N_M3	41.4	1911 (25.7 cm)	43.383328, -4.317465
Natural	Marisma natural	N_M2	45.7		
Natural	Marisma natural	N_M1	48.3		
Bajo restricción mareal	Marisma alterada	A1_M1	39.0	1904 (8 cm)	43.385830, -4.324631
Bajo restricción mareal	Marisma alterada	A1_M3	39.8		
Bajo restricción mareal	Marisma alterada	A1_M2	39.0		
Bajo restricción mareal	Páramo alterado	A1_P1	33.1	1963 (15 cm)	43.386026, -4.324808
Bajo restricción mareal	Páramo alterado	A1_P2	31.7		
Bajo restricción mareal	Páramo alterado	A1_P3	51.0		

Tabla 1: Datos de los testigos de sedimento utilizados: localización en el estuario, profundidad máxima y la edad más antigua datada en el sedimento (y la profundidad a la que corresponde).

Los datos biogeoquímicos de los testigos de sedimento que se utilizaron para este estudio fueron:

- Profundidad descomprimida: Profundidad de cada sección corregida usando el porcentaje de compresión que se produce durante el muestreo.
- Cantidad de carbono orgánico por unidad de superficie a lo largo del perfil de profundidad (mg CO cm<sup>-2</sup>). Esta variable se tenía para los tres testigos muestreados por hábitat.
- % Limos y arcillas a lo largo del perfil de profundidad de sedimento. Esta variable se tenía para uno de los tres testigos muestreados por hábitat.
- Edad aproximada del sedimento: Se refiere a la edad estimada de cada sección del sedimento a lo largo del perfil de profundidad. Esta edad es calculada con base en la concentración de los radioisótopos presentes. En concreto, de cada hábitat, uno de los testigos de sedimento se dató, usando *Pb*<sub>210</sub>. Consiste en una técnica radiométrica ampliamente utilizada para determinar la edad de las capas de sedimentos en ambientes acuáticos, como lagos, ríos, estuarios y océanos. Este método es particularmente útil para estudiar la sedimentación y los cambios ambientales ocurridos en los últimos 100-150 años. En uno de los testigos (A1-P1, Tabla 1), se usa Cesio – 137. Es una técnica radiométrica para conocer la edad de las capas de sedimento, especialmente en estudios que abarcan los últimos 50-70 años. El Cs-137 es un isótopo radiactivo de origen antropogénico que se introdujo en el medio ambiente a través de ensayos nucleares atmosféricos y accidentes nucleares, como el de Chernóbil en 1986.

A partir de estos datos iniciales, se estimaron los siguientes parámetros para cada testigo de sedimento:

- Magnitud del depósito de CO en los primeros 30 cm ( $\text{mg CO cm}^{-2}$ ): cantidad de carbono orgánico en los primeros 30 cm de sedimento. Se calculó como la suma de la cantidad de carbono en los primeros 30 cm de sedimento. En aquellos testigos de sedimento más cortos, se obtuvo una ecuación de regresión lineal interpolando la profundidad con el depósito de CO acumulado, con la que estimó el CO a 30 cm.
- % Limos y arcillas en los primeros 30 cm de sedimento: se calculó como el promedio de % limos y arcillas en los primeros 30 cm.

Para los testigos de sedimento datados, se calcularon las siguientes variables tomando como referencia el año 1955, año en el que se construye el dique que restringe total o parcialmente el flujo mareal a la zona alterada. Este año se tomó de referencia también en la zona control para poder comparar las variables de forma estandarizada respecto al tiempo.

- Tasa de acreción de sedimento desde el año 1955 ( $\text{cm y}^{-1}$ ): Este valor se calculó dividiendo la profundidad del sedimento acumulado entre el año de muestreo (2018) y la edad de sedimento más cercana a 1955.
- Tasa de enterramiento de carbono orgánico en el sedimento desde 1955 ( $\text{g CO m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ ): Este valor se calculó dividiendo la cantidad de CO acumulado entre los años transcurridos entre el año de muestreo (2018) y la edad de sedimento más cercana a 1955.

Con el objetivo de evaluar cómo la construcción del dique pudo afectar la capacidad de secuestrar carbono en la zona alterada, se estimaron las mismas variables para el período anterior a la construcción del dique (antes de 1955) para el testigo muestreado en la marisma (testigo A1M1, Tabla 1). No se pudo hacer lo mismo para el testigo de sedimento del páramo (Testigo A1P1, Tabla 1) porque el año más antiguo identificado en el sedimento es posterior a la construcción del dique.

En concreto se estimó:

- Tasa de acreción de sedimento hasta el año 1955 ( $\text{cm y}^{-1}$ ): Este valor se calculó dividiendo la profundidad del sedimento acumulado entre el año de muestreo más próximo a 1955 y el más antiguo.
- Tasa de enterramiento de carbono orgánico en el sedimento hasta 1955 (TAC,  $\text{g CO m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ ): Este valor se calculó dividiendo la cantidad de CO acumulado entre el año más próximo a 1955 y el más antiguo.
- % Arenas y limos antes de 1955: Este valor indica el porcentaje de finos en el sedimento antes de 1955, es decir, antes de la construcción del dique en el estuario de Oyambre. Este porcentaje refleja de sedimento fino en las condiciones naturales del estuario, cuando las dinámicas de sedimentación no estaban influenciadas por la estructura artificial del dique.

- % Arenas y limos después de 1955: Este valor representa el porcentaje de finos en el sedimento después de 1955, posterior a la construcción del dique.

### **2.2.3. Análisis estadísticos**

La diferencia en la magnitud de los depósitos de CO y en el % de limos y arcillas de los primeros 30 cm de sedimento entre las zonas y hábitats considerados se evaluaron por medio ANOVAs de un factor.

## **3. Resultados**

### **3.1. Aproximación 1: Afección del dique a corto plazo: Marisma del Conde**

#### **3.1.1. Topobatimetría**

Los hábitats examinados varían significativamente (ANOVA,  $p < 0.05$ ; Tabla 2) en cuanto a la topobatimetría (Figura 14)

El hábitat que mostró la mayor altura fue la marisma alta, (*Juncus maritimus* y *Halimione portulacoides*) situada aproximadamente a  $1.12 \pm 0.07$  m (test de Tukey-Kramer,  $p < 0.05$ , Apéndice 2). Entre el resto de hábitats, el páramo intermareal mostró una menor altura media ( $0.2 \pm 0.004$  m) comparado con el resto (*Spartina spp* con  $0.31 \pm 0.01$  m y *Phragmites australis* con  $0.30 \pm 0.006$  m); sin embargo, estas diferencias no son significativas. Destaca la altura ( $0.3 \pm 0.006$  m) del hábitat detrás del dique (*P. australis*), tras el cual el terreno desciende considerablemente comparado

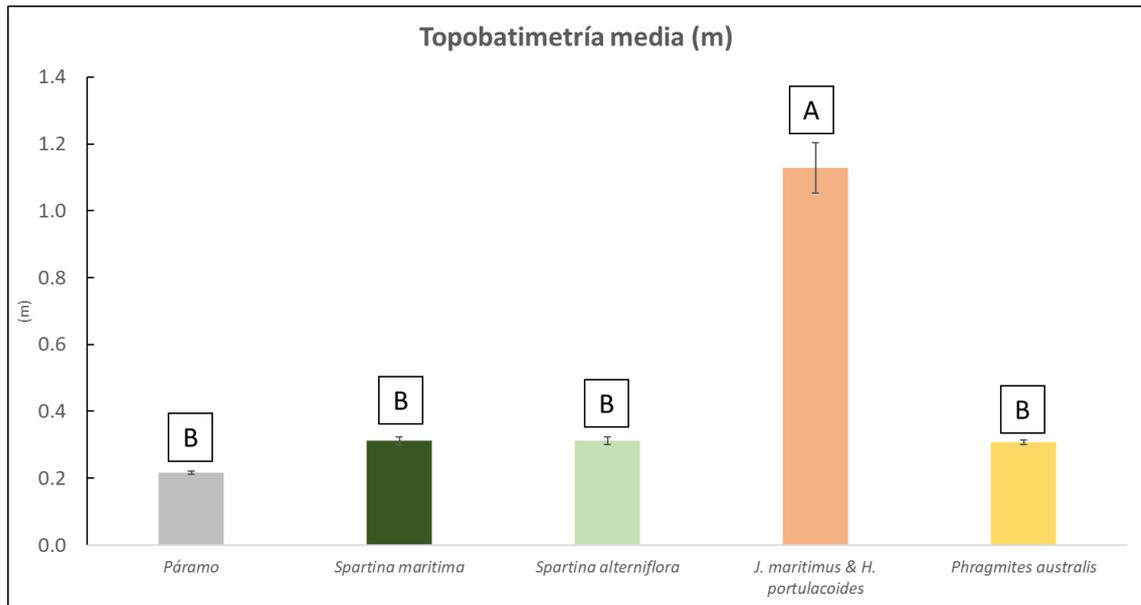


Figura 14: Resultados topobatimétricos en los diferentes hábitats medidos en la zona control (páramo, *S.maritima*, *S.alterniflora*, *J.maritimus* & *H.portulacoides*) y la zona alterada, detrás del dique (*Phragmites australis*). Las barras muestran el error estándar de la media. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas (test de Tukey-Kramer).

Resultados ANOVA				
Test	F	F crítico	Probabilidad	Semejanza
Topobatimetría	119.882	3.478	2.10E-08	✗

Tabla 2: Resultado del test de ANOVA para la topobatimetría. Si *F* supera a *F* crítico se asume una diferencia significativa. La probabilidad determinada por el factor alpha (0.05) indica la posibilidad de existir semejanza en los valores estudiados.

con la altura en el hábitat justo al otro lado (Junco y Halimione) ( $1.12 \pm 0.07$  m), a pesar de estar sólo separados 30 m de distancia.

Es importante tener en cuenta la topobatimetría de la zona para aclarar las diferencias de amplitudes de onda de marea registradas, ya que, al tratarse de una onda de marea, no cambia de forma tan drástica en tan poco espacio.

### 3.1.2. Hidrodinámica

Tras el procesamiento de los datos de los sensores de presión, se obtuvo la siguiente serie temporal de las amplitudes de marea registradas en cada zona desde el inicio de la medición (05-08-2024 13:45) hasta el final (08-08-2024 12:00), abarcando los tres días en que estuvieron las trampas de sedimentación instaladas (Figura 15).

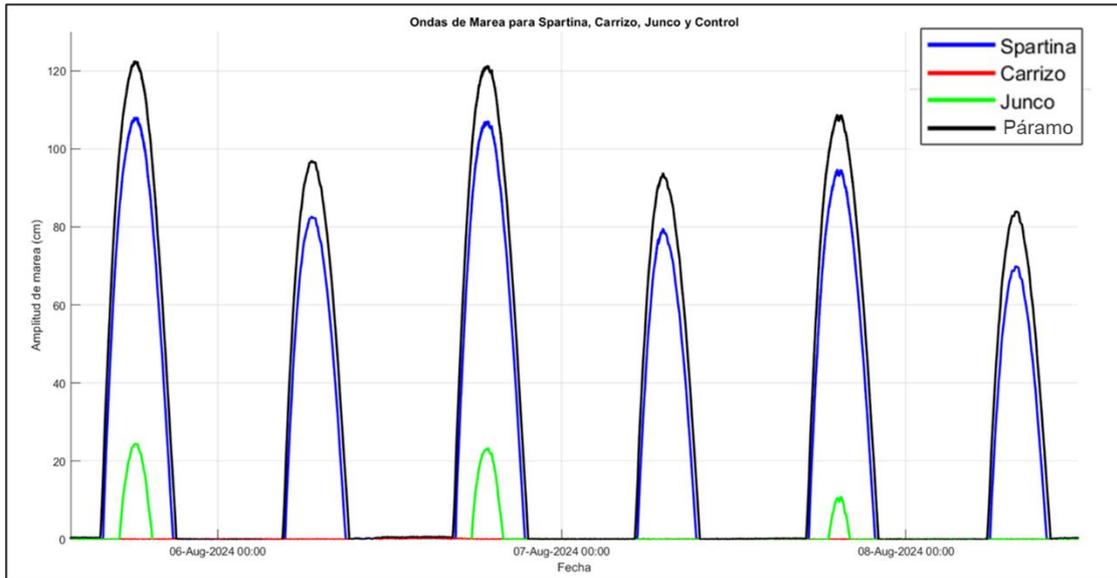


Figura 15: Representación de las mareas registradas en cada sensor de presión.

Con estos datos se estimó el tiempo de inundación en cada hábitat, en 3 periodos de 24 horas desde el comienzo de la toma de datos en los sensores de presión, de forma que la hora 1, se corresponde también con la del filtro de sedimento. (Tabla 3)

	Tiempo de inundación (h)			
	Spartina	Carrizo	Junco	Páramo
<b>Periodo 1</b>	9.10	0.00	2.26	12.63
<b>Periodo 2</b>	8.92	0.00	2.18	11.29
<b>Periodo 3</b>	8.55	0.00	1.45	9.42
<b>T. total</b>	26.57	0.00	5.89	33.34

Tabla 3: Tiempo de inundación (h) en cada zona de estudio dividido en 3 periodos de 24 horas además del tiempo total.

Además del tiempo de inundación diario, se estimó la amplitud máxima que alcanza la onda mareal cada uno de los tres días en los que se tomaron medidas (Tabla 4).

	Amplitud de marea (cm)			
	Spartina	Carrizo	Junco	Páramo
<b>Periodo 1</b>	108.2	0.0	24.5	122.6
<b>Periodo 2</b>	107.2	0.0	23.5	121.4
<b>Periodo 3</b>	94.8	0.0	11.0	108.8

Tabla 4: Amplitud de marea (m) en cada zona de estudio, dividido en 3 periodos de 24 horas.

Dependiendo del hábitat donde se encuentra el sensor las condiciones hidrodinámicas cambian significativamente. Tanto el tiempo de inundación como la

amplitud se reducen desde el hábitat situado más abajo en el intermareal (páramo) (t inundación = 12 h; H máx.= 1.22 m) hacia el hábitat situado más arriba del intermareal en la zona control (*Junco maritimus* y *Halimione portulacoides*) (H máx.= 0.24 m y t inundación = 2 h) (Figuras 16 and 17).

El tiempo de inundación, fue significativamente mayor para el páramo (12 h), seguido de los hábitats dominados por *Spartina maritima* y *Spartina alterniflora* (9 h), mientras que el menor tiempo de inundación se detectó en el hábitat formado por *J.maritimus* y *H. portulacoides* (2 h) (Figura 16, Test de Tukey-Kramer)

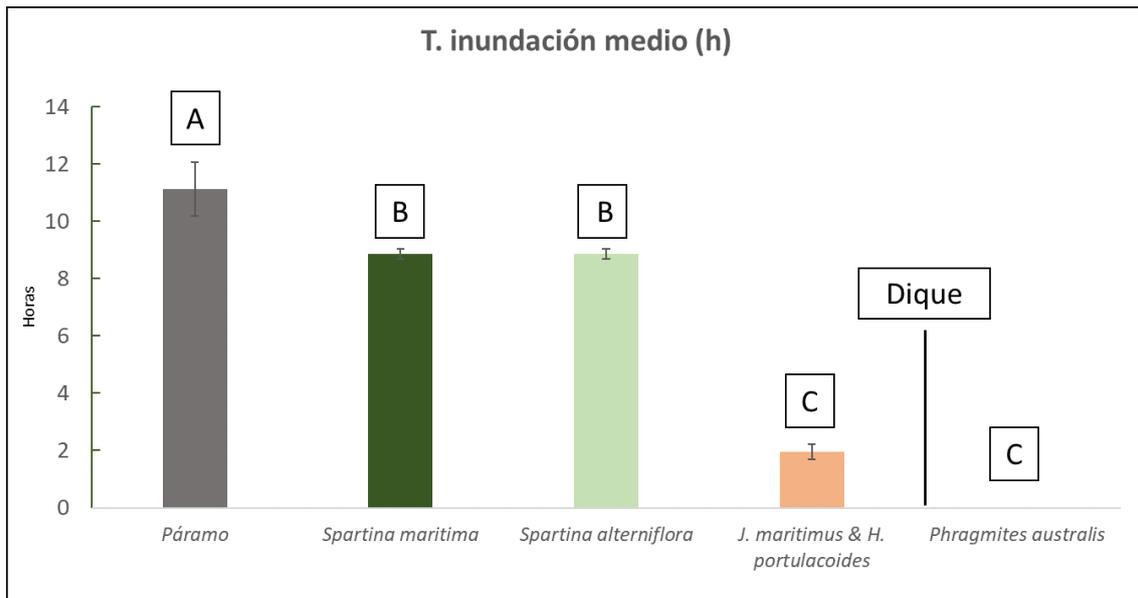


Figura 16: Tiempo de inundación medio de los diferentes hábitats medidos en la zona control (páramo-*J.maritimus* & *H.portulacoides*) y la zona alterada, detrás del dique (*Phragmites australis*) a lo largo de los tres días. Las barras muestran el error estándar de la media. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas (test de Tukey-Kramer).

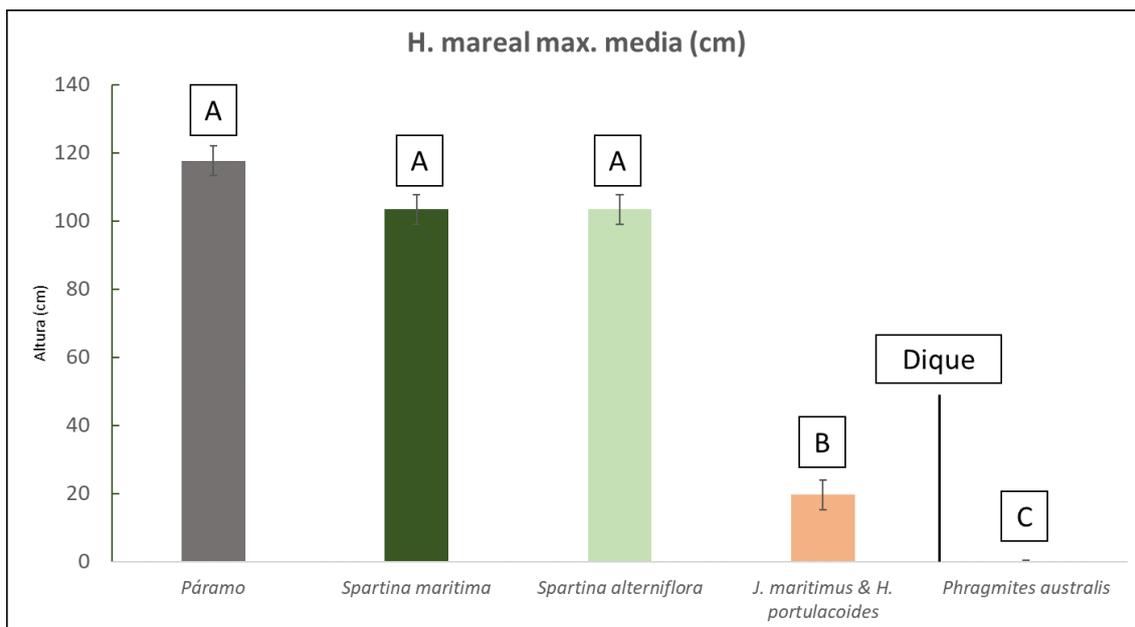


Figura 17: Media de la altura de marea (cm) máxima alcanzadas en los tres días de los diferentes hábitats medidos en la zona control (páramo- *J.maritimus & H.portulacoides*) y la zona alterada, detrás del dique (*Phragmites australis*). Las barras muestran el error estándar de la media. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas (test de Tukey-Kramer).

La media de la altura máxima de la marea fue significativamente mayor en el páramo ( $1.17 \pm 0.04$  m) y en los hábitats dominados por *Spartina spp.* ( $1.03 \pm 0.04$  m), mientras que el hábitat dominado por *J.maritimus* y *H. portulacoides* ( $0.19 \pm 0.04$  m) mostró una altura máxima significativamente menor (Test de Tukey-Kramer).

En la zona alterada ocupada por carrizo, los sensores no detectaron inundación a pesar de estar a una altura significativamente menor que el hábitat justo al otro lado del dique (Figura 14). Para esta zona, consideramos valores de 0 en el tiempo de inundación y en la altura de la marea.

Resultados ANOVA				
Test	F	F crítico	Probabilidad	Semejanza
Tiempo de inundación (h)	118.99	4.07	5.63E-07	✗
Amplitud de marea (cm)	245.30	4.07	3.28E-08	✗

Tabla 5: Resultados de los test de ANOVA realizados para el tiempo de inundación y amplitud de marea. Si F supera a F crítico se asume una diferencia significativa. La probabilidad determinada por el factor alpha (0.05) indica la posibilidad de existir semejanza en los valores estudiados.

### 3.1.3. Características de la vegetación

Se encontraron diferencias significativas en cuanto a la biomasa entre los diferentes hábitats de la marisma (Figura 18, ANOVA  $p < 0.05$ , Tabla 6). *P. australis* presenta los valores más altos ( $1153 \pm 128$  g PS  $m^{-2}$ ). *J. maritimus & H. portulacoides* tienen el segundo mayor valor ( $505 \pm 108$  g PS  $m^{-2}$ ), menos de la mitad que el *P. australis*, seguido de *Spartina maritima* ( $391 \pm 120$  g PS  $m^{-2}$ ). *Spartina alterniflora* mostró una biomasa media de tan solo  $90 \pm 23$  g PS  $m^{-2}$ ; sin embargo no fue estadísticamente diferente a la de *J.*

*maritimus* & *H. portulacoides* y *S.maritima*, probablemente debido a un menor número de réplicas de biomasa medidas en este hábitat. El páramo, donde no hay biomasa, no fue incluido en el análisis estadístico.

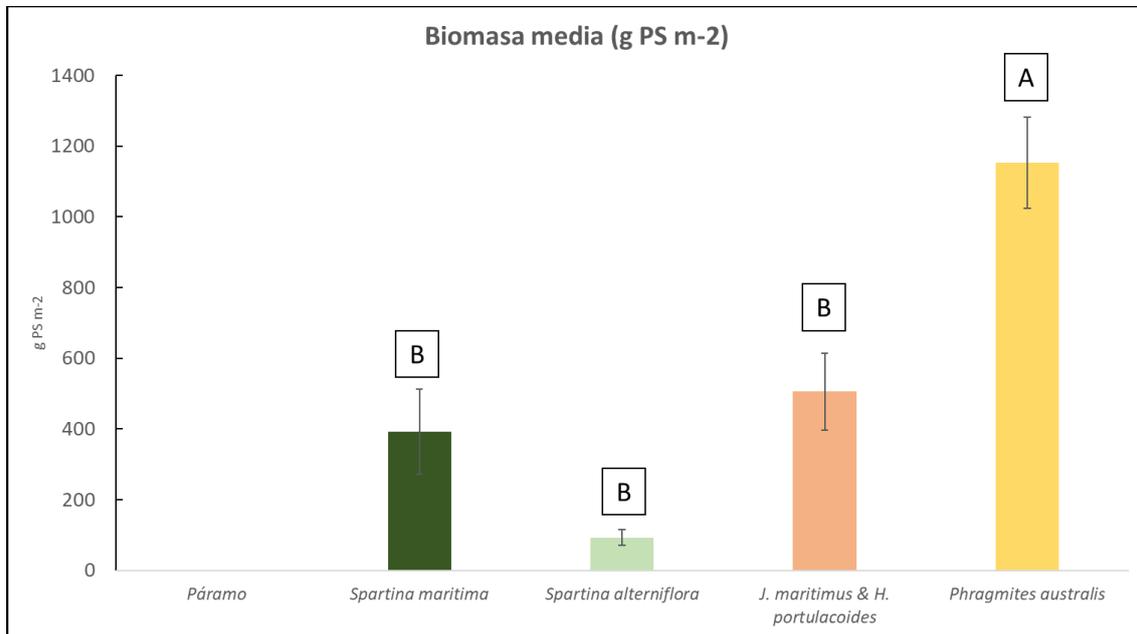


Figura 18: Biomasa media de los diferentes hábitats medidos en la zona control (páramo- *J.maritimus* & *H.portulacoides*) y la zona alterada, detrás del dique (*Phragmites australis*). Las barras muestran el error estándar de la media. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas (test de Tukey-Kramer).

Resultados ANOVA				
Test	F	F crítico	Probabilidad	Semejanza
Biomasa media	13.877	1.802	1.77E-04	⊗

Tabla 6: Resultados del test de ANOVA realizado para la biomasa media. Si F supera a F crítico se asume una diferencia significativa. La probabilidad determinada por el factor alpha (0.05) indica la posibilidad de existir semejanza en los valores estudiados.

Sin embargo, las densidades medias (Fig. 19), no presentan la misma tendencia que la biomasa. El hábitat con mayor número de individuos por m<sup>2</sup> ( $1188 \pm 302$  indiv m<sup>-2</sup>) es la *S.maritima* y el que menos, *P. australis* ( $171 \pm 5$  indiv. m<sup>-2</sup>).

Al comparar la altura media, *P. australis* vuelve a mostrar valores de un orden completamente diferente al resto de hábitats, alcanzando los  $144 \pm 8.6$  cm, mientras que las Spartinas apenas superan 50 cm ( $48 \pm 4.9$  cm en *S.maritima* y  $21.4 \pm 1.8$  cm en *S.alterniflora*).

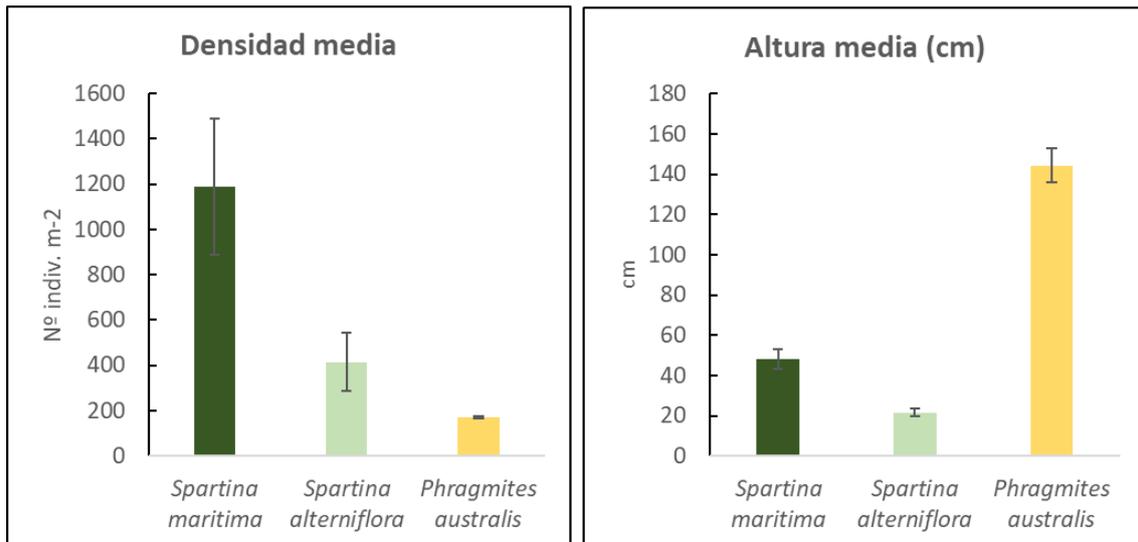


Figura 19: Densidad media (panel izquierdo) y altura media (panel derecho) medidas en *Spartina maritima*, *Spartina alterniflora* y *Phragmites australis*. Las barras muestran el error estándar de la media.

### 3.1.4. Sedimentación

La sedimentación de partículas de la columna de agua obtenida mediante las trampas de sedimentación fue muy diferente entre hábitats (Figura 20, 21)

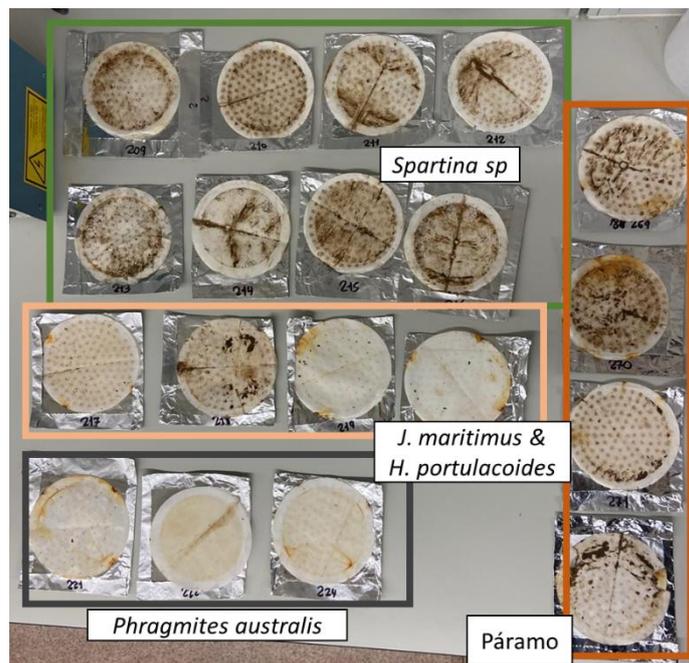


Figura 20: Foto de los filtros recogidos en los diferentes hábitats tras el primer ciclo de 24 horas.

Para cada hábitat, no se aprecian diferencias entre días (Fig. 21).

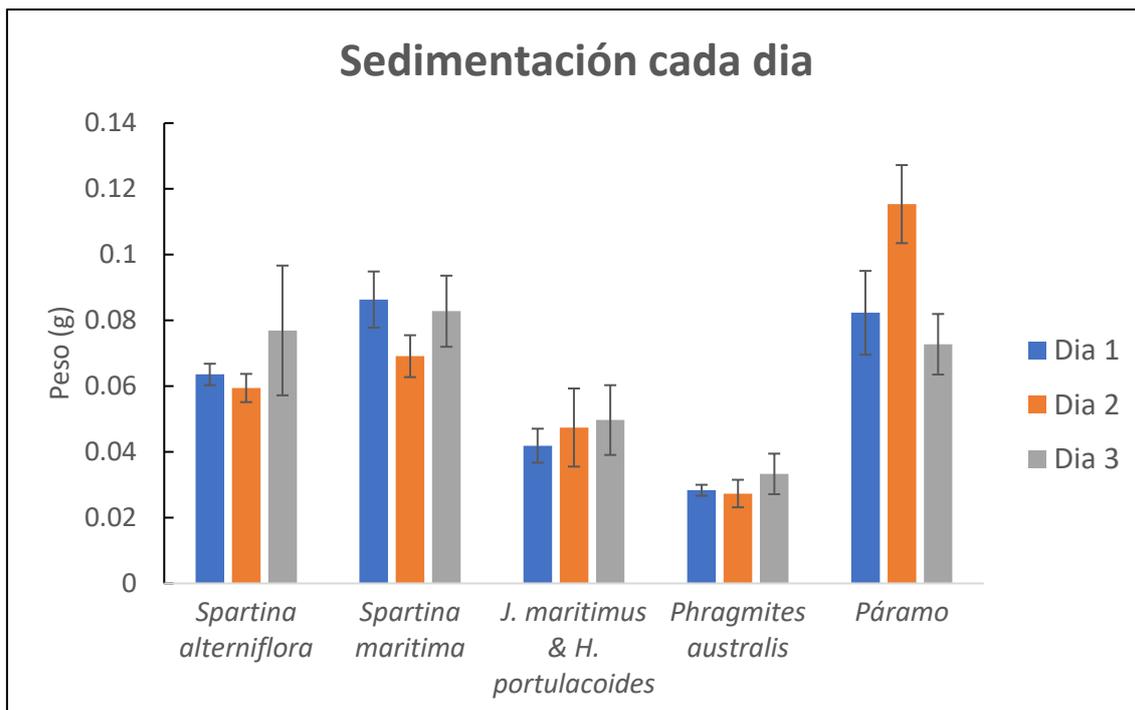


Figura 21: Sedimentación media por día y por hábitat en la zona control (páramo, *S. maritima*, *S. alterniflora*, *J. maritimus* & *H. portulacoides*) y la zona alterada, detrás del dique (*Phragmites australis*). Las barras muestran el error estándar de la media.

Sin embargo, hay diferencias significativas en la sedimentación media de los tres días entre los hábitats examinados (ANOVA,  $p < 0.05$ ; Figura 22; Tabla 7).

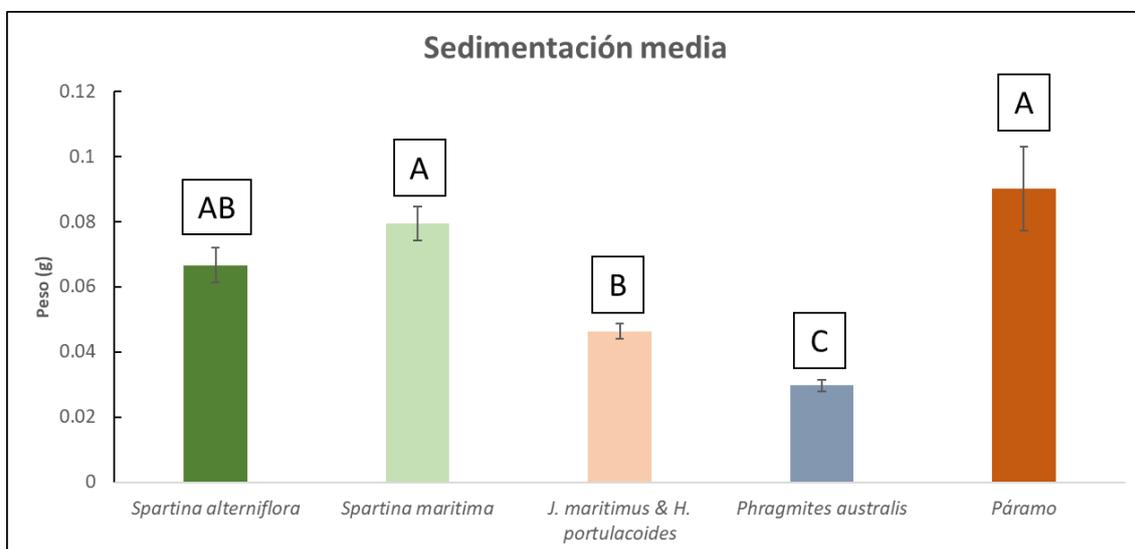


Figura 22: Sedimentación media a lo largo de los tres días de los diferentes hábitats en la zona control (páramo-*J. maritimus* & *H. portulacoides*) y la zona alterada, detrás del dique (*Phragmites australis*). Las barras muestran el error estándar de la media. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas (test de Tukey-Kramer).

Resultados ANOVA				
Test	F	F crítico	Probabilidad	Semejanza
Sedimentación (g)	13.028	2.084	5.62E-04	✘

Tabla 7: Resultados del test de ANOVA realizado para la sedimentación. Si F supera a F crítico se asume una diferencia significativa. La probabilidad determinada por el factor alpha (0.05) indica la posibilidad de existir semejanza en los valores estudiados.

La sedimentación media fue significativamente mayor en el páramo ( $0.009 \pm 0.01$  g) y en *Spartina maritima* ( $0.009 \pm 0.0006$  g) seguido de *Spartina alterniflora* ( $0.0075 \pm 0.0007$  g) y *J.maritimus* & *H.portulacoides* ( $0.04 \pm 0.002$  g). La sedimentación más baja se encontró en *P.australis* ( $0.02 \pm 0.001$  g) (Test Tukey-Kramer).

Los valores obtenidos de la sedimentación recogida con las trampas, es un dato que solo tiene en cuenta el peso total tras un periodo de 24 horas. Sin embargo, asumiendo que la sedimentación se da durante las horas en las que las trampas están sumergidas, se debe tener en cuenta las horas de inundación medidas con los sensores de presión. Para ello se calculan las tasas de sedimentación dividiendo la sedimentación entre el tiempo de inundación (g/h. inundación). Esta variable da una idea de la eficiencia de atrapar partículas de la columna de agua de los diferentes hábitats. Para el hábitat situado en la zona alterada (*P.australis*) no se pudo estimar una tasa de sedimentación ya que el sensor de presión no registró inundación.

Al igual que con la sedimentación, no se aprecian tendencias entre los diferentes días de mediciones dentro de cada hábitat salvo para *J.maritimus* & *H.portulacoides* donde la tasa de sedimentación parece aumentar desde el primer al tercer día (Figura 23).

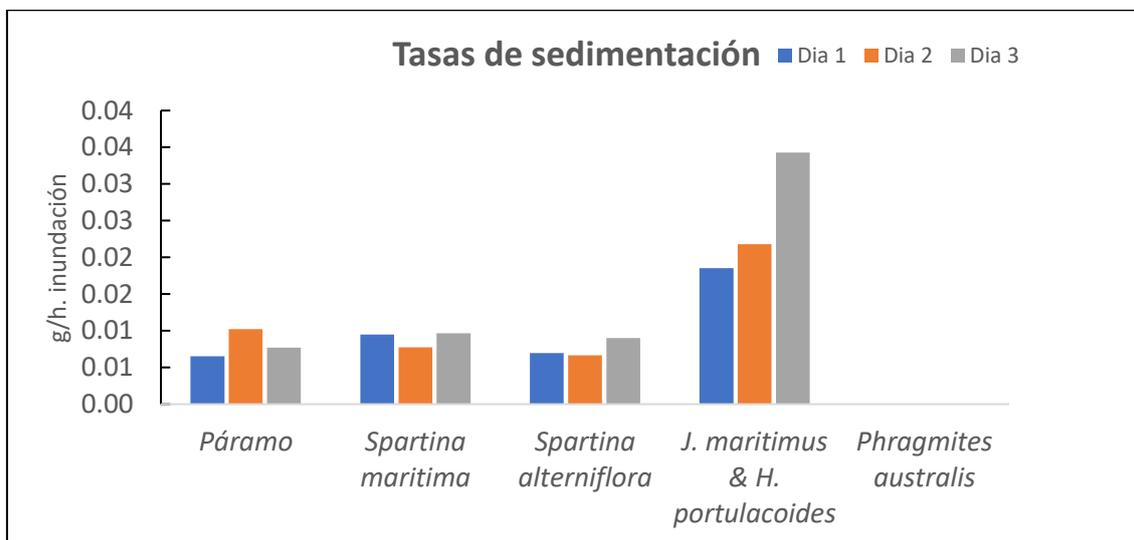


Figura 23: Tasa de sedimentación por días y hábitats en la zona control (páramo-*J.maritimus* & *H.portulacoides*). Para *P. australis*, situado detrás del dique, al no detectarse inundación en el correspondiente sensor, no pudo calcularse la tasa de sedimentación.

Resultados ANOVA				
Test	F	F crítico	Probabilidad	Semejanza
Tasas de sedimentación (g/día)	11.090	1.923	3.19E-03	✘

Tabla 8: Resultados del test de ANOVA realizado para las tasas de sedimentación. Si F supera a F crítico se asume una diferencia significativa. La probabilidad determinada por el factor alpha (0.05) indica la posibilidad de existir semejanza en los valores estudiados.

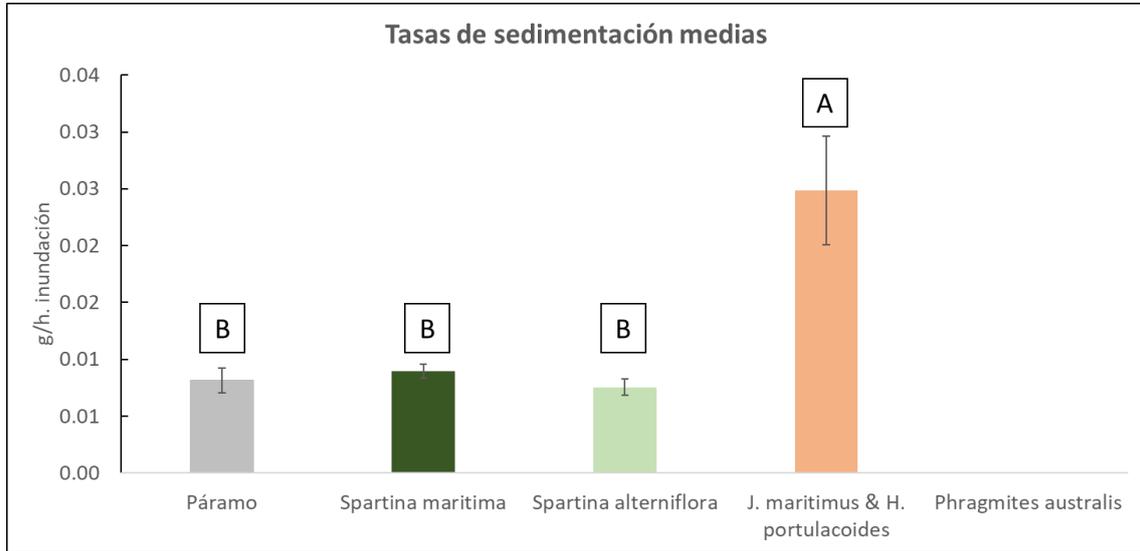


Figura 24: Tasa de sedimentación media a lo largo de los tres días de los diferentes hábitats en la zona control (páramo-J.maritimus & H.portulacoides). Las barras muestran el error estándar de la media. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas (test de Tukey-Kramer). Para P. australis, situado detrás del dique, al no detectarse inundación en el correspondiente sensor, no pudo calcularse la tasa de sedimentación.

El habitat dominado por *J. maritimus* & *H. portulacoides* ( $0.025 \pm 0.004$  g/día) muestra una tasa de sedimentación significativamente mayor al resto de hábitats de estudio, cuyas tasas son muy parecidas, como muestra el test de Tukey (páramo = 0.0082

$\pm 0.001$  g/día, *Spartina maritima* =  $0.009 \pm 0.0006$  g/día, *Spartina alterniflora* =  $0.0075 \pm 0.0007$  g/día).

### 3.1.5. Relación entre parámetros medidos:

Se encontró una correlación positiva alta ( $R^2 = 0.79$ ) entre el tiempo de inundación y la sedimentación (Figura 25). Es decir, la cantidad de partículas que sedimentan en los hábitats tiende a ser mayor en aquellos sometidos a un mayor tiempo de inundación.

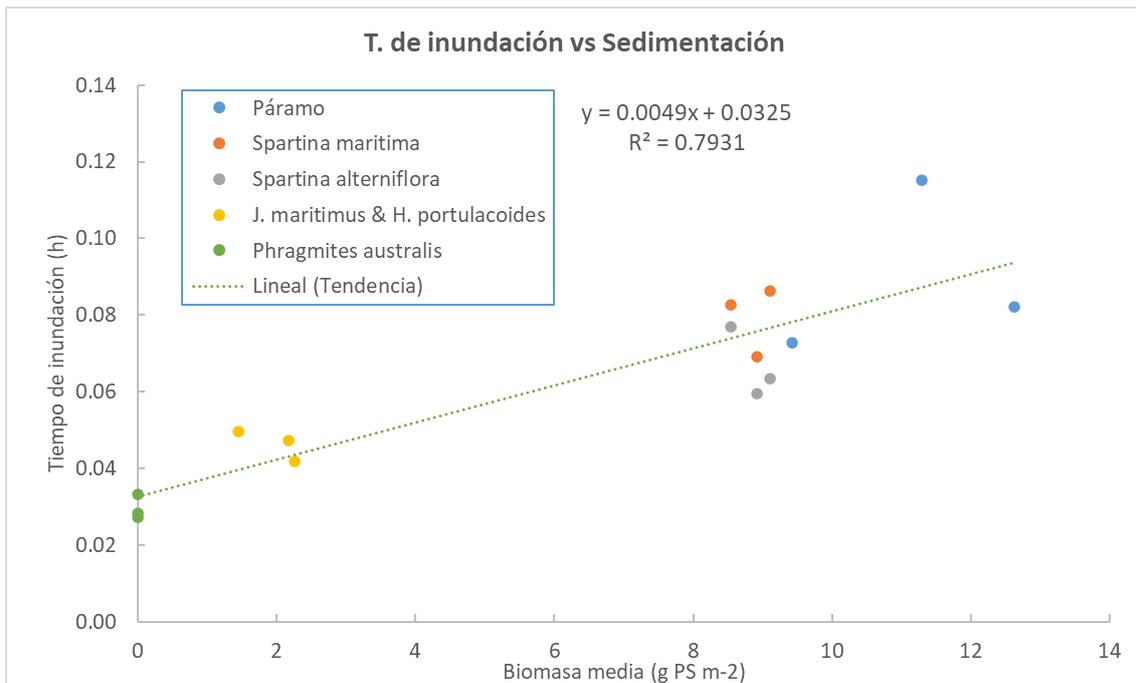


Figura 25: Relación entre el tiempo de inundación (h) y la sedimentación de la columna de agua detectada por día y por hábitat.

Por el contrario, se encontró una correlación negativa ( $R^2 = 0.78$ ) entre biomasa y el tiempo de inundación (Fig. 26) indicando que los hábitats localizados en el intermareal más alto y, por tanto, sometidos a una menor inundación, tienen mayor biomasa.

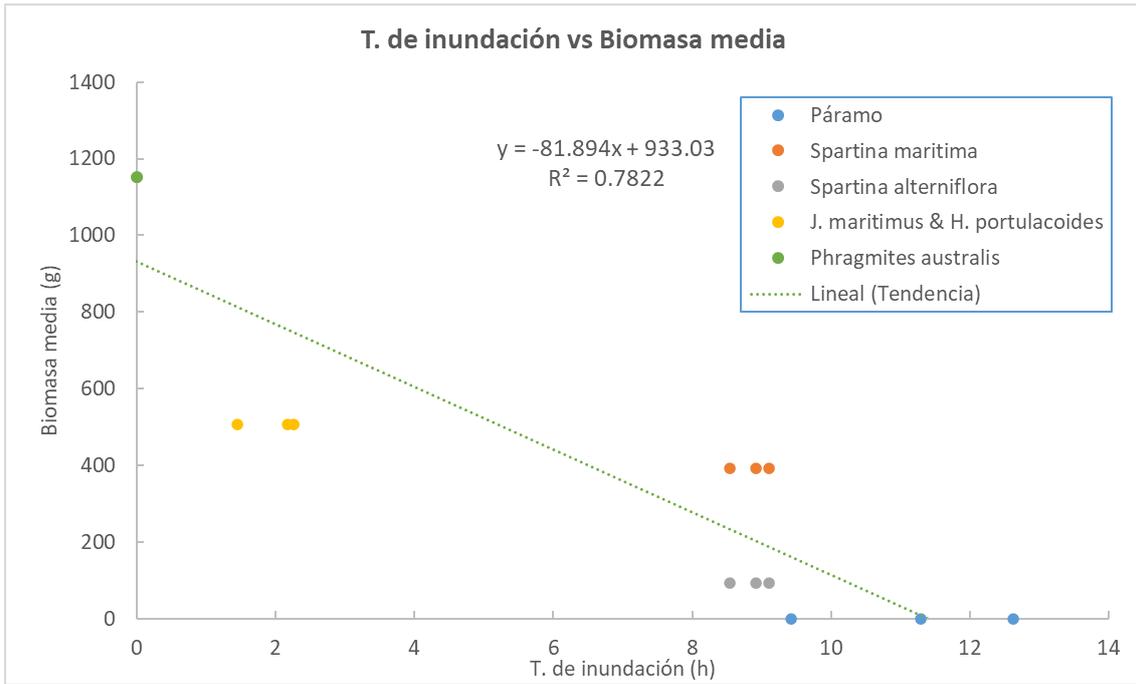


Figura 26: Relación entre el tiempo de inundación medido cada día y la biomasa en cada hábitat.

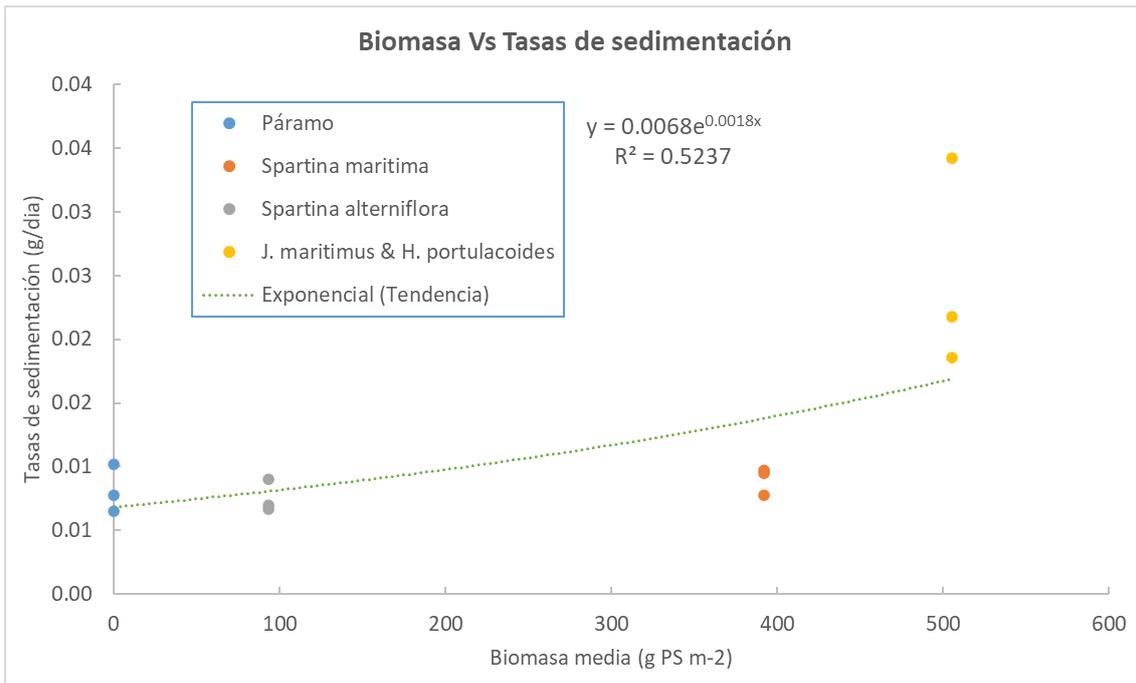


Figura 27: Relación entre la biomasa media de cada hábitat y las tasas de sedimentación medidas cada día en cada hábitat para la zona control.

Para evaluar el efecto de la biomasa en la sedimentación, utilizamos las tasas de sedimentación, calculadas en función de la sedimentación y las horas de inundación para cada hábitat de la zona control. El hábitat de la zona alterada (*P. australis*) se excluyó del análisis ya que no se pudo estimar una tasa de sedimentación. Se encontró que, para la zona control, las tasas de sedimentación se incrementan exponencialmente (tendencia exponencial  $> R^2$ ) a medida que la biomasa aumenta ( $R^2 = 0.52$ ). Es decir, los hábitats

con mayor biomasa favorecen la sedimentación comparada con hábitats con una menor biomasa, bajo un mismo tiempo de inundación.

### 3.2. Aproximación 2: Afección del dique a largo plazo: Estuario de Oyambre

#### 3.2.1. Depósitos de carbono orgánico (CO) en sedimento

La marisma natural (control) contiene los depósitos más grandes de CO en los primeros 30 cm de sedimento ( $79.25 \pm 11$  Mg OC ha<sup>-1</sup>) (Tabla 8, Figura 28). La marisma alterada tiene el siguiente depósito de CO más grande medido ( $61.35 \pm 9.75$  Mg OC ha<sup>-1</sup>). Por último, los páramos, tanto natural (control) como alterado mostraron los menores depósitos de CO en el sedimento ( $51.66 \pm 6.49$  Mg OC ha<sup>-1</sup> y  $51.2 \pm 5.78$  Mg OC ha<sup>-1</sup> respectivamente).

Zona	Mg OC ha-1	se
Marisma natural	79.257	11.003
Paramo natural	51.667	6.495
Marisma alterada	61.359	9.758
Páramo alterado	51.208	5.785

Tabla 9: Resultados de los depósitos de CO en los primeros 30 cm junto con su error estándar asociado.

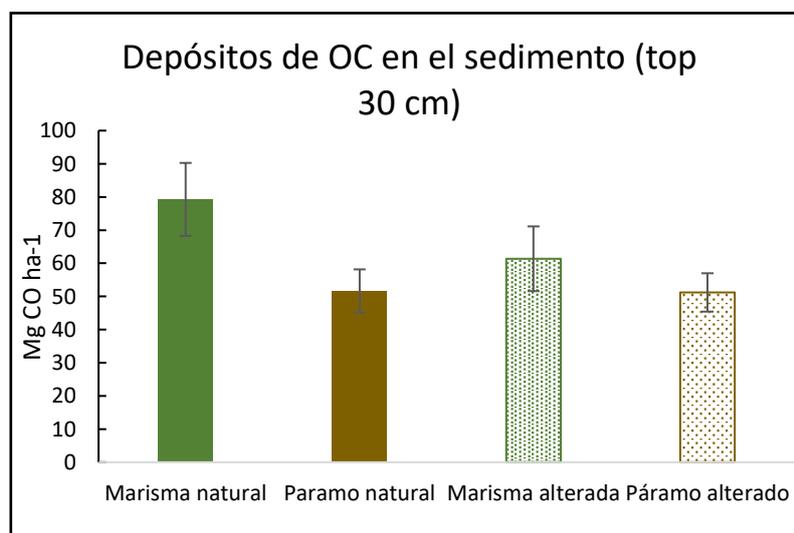


Figura 28: Magnitud de los depósitos de carbono orgánico (CO) en los primeros 30 cm de sedimento en los hábitats estudiados en la zona control y en la zona alterada.

Sin embargo, los resultados de los test de ANOVA realizados muestran que no hay diferencias significativas ni entre hábitats (marisma vs. páramo) ni entre zonas (control vs. alterada) al aplicar un margen de confianza (Alpha) de 0.05 (usando la metodología habitual en estos test).

Resultados ANOVA					
Test		F	F crítico	Probabilidad	Hipótesis
Stocks de Corg	Zona natural vs alterada	2.3582	4.0662	0.1477	⚠
	Marisma vs paramo en zona alterada	0.8006	7.7086	0.4215	✓
	Marisma vs paramo en zona natural	4.6628	7.7086	0.0970	⚠

Tabla 10: Resultados del test de ANOVA realizado para los stocks de CO. Si F supera a F crítico se asume una diferencia significativa. La probabilidad determinada por el factor alpha (0.05) indica la posibilidad de existir semejanza en los valores estudiados.

- Acreción de sedimento

Se calcularon las tasas de acreción vertical de sedimento de los testigos de sedimento datados, basándose en las edades obtenidas del sedimento y a la profundidad a la que se encuentra cada sección.

Desde 1955, fecha aproximada de construcción del dique de la Ría de Capitán, la acreción de sedimento en las zonas estudiadas difiere entre zonas y entre hábitats. Entre ambas marismas, la acreción de sedimento es 5 veces mayor en la zona control que en la alterada. Sin embargo, esta diferencia, no es tan notoria en los páramos. Aun así, la acreción es  $0.08 \text{ cm y}^{-1}$  mayor en el páramo control (natural) que en el alterado.

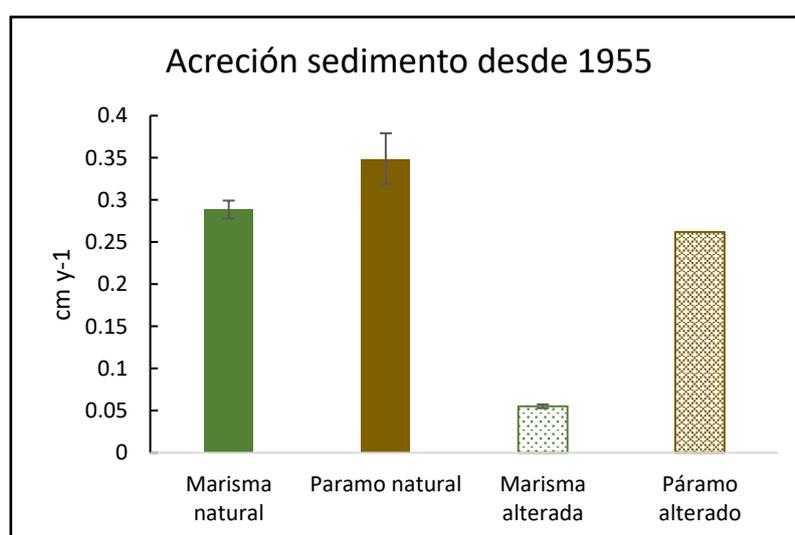


Figura 29: Tasas de acreción vertical de sedimento ( $\text{cm y}^{-1}$ ) en los hábitats estudiados en la zona control y en la zona alterada. Las barras indican el error estándar.

En caso de la marisma alterada, bajo restricción mareal, las tasas de acreción vertical de sedimento estimadas para los períodos antes y después de la construcción del dique

difieren (Figura 29). En particular, la tasa de acreción de sedimento se reduce de 0.1 cm  $y^{-1}$  en el período anterior a la construcción del dique, a 0.05 cm  $y^{-1}$  para el período que abarca desde la construcción del dique al presente (Fig.30).

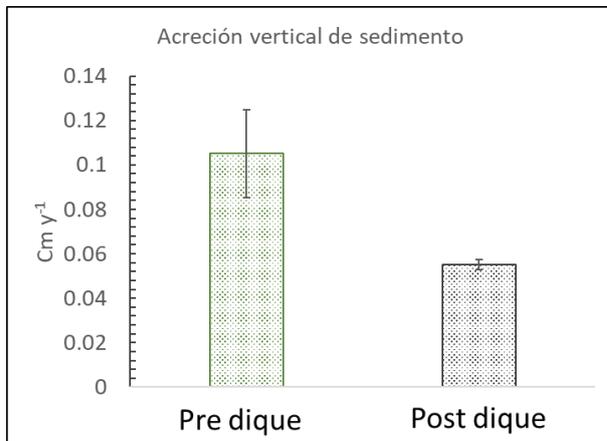


Figura 30: Tasas de acreción vertical de sedimento (cm  $y^{-1}$ ) antes y después de la construcción del dique en la marisma de la zona alterada. Las barras indican el error estándar.

- Enterramiento de CO

A partir de los datos de la magnitud de los depósitos de CO sedimentarios de los testigos datados se obtuvieron las siguientes tasas de enterramiento de CO.

Desde 1955, las tasas de enterramiento difieren entre zonas de estudio y entre hábitats. Como se puede observar en la figura 31, la mayor tasa de enterramiento de CO se encontró en la marisma natural, llegando a  $104 \pm 3.87$  g CO  $m^{-2} y^{-1}$  mientras que en la marisma alterada este valor es 3 veces más pequeño ( $39.1 \pm 1.8$  g CO  $m^{-2} y^{-1}$ ). Mientras que en la zona control (natural) la marisma presenta una tasa de enterramiento de CO mayor que el páramo, en la zona alterada esta tendencia es inversa siendo mayor la tasa de enterramiento de CO en el páramo que en la marisma alta.

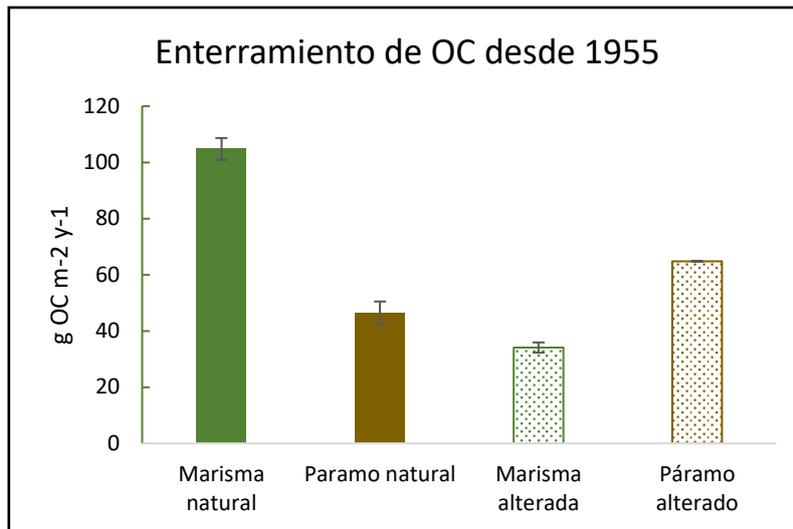


Figura 31: Tasas de enterramiento de carbono orgánico ( $\text{g CO m}^{-2} \text{y}^{-1}$ ) en los hábitats estudiados en la zona control y en la zona alterada. Las barras indican el error estándar.

En la marisma alterada, a pesar de mostrar la menor tasa de enterramiento de CO desde 1955 ( $39.1 \pm 1.8 \text{ g m}^{-2} \text{y}^{-1}$ ) (Figura 21) esta tasa, posterior a la construcción del dique es aproximadamente el doble de la tasa de enterramiento estimada para el período anterior a la construcción del dique ( $17.18 \pm 3.25 \text{ g m}^{-2} \text{y}^{-1}$ ) (Figura 32)

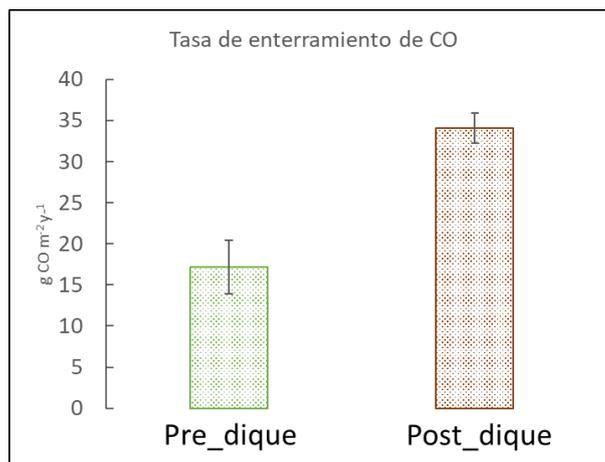


Figura 32: Tasas de enterramiento de carbono orgánico ( $\text{g CO m}^{-2} \text{y}^{-1}$ ) antes y después de la construcción del dique en la marisma de la zona alterada.

### 3.2.2. Análisis granulométrico

La proporción de limos y arcillas es diferente entre las zonas y hábitats de estudio. El área con mayor proporción de limos y arcillas de las zonas estudiadas es la marisma natural (control) con prácticamente todo su grano siendo del diámetro correspondiente. Le siguen el páramo natural (79%) y el alterado (58%). Por último, la zona con menor proporción de este grano es la marisma alterada con tan solo un 47%, prácticamente la mitad que la marisma natural.

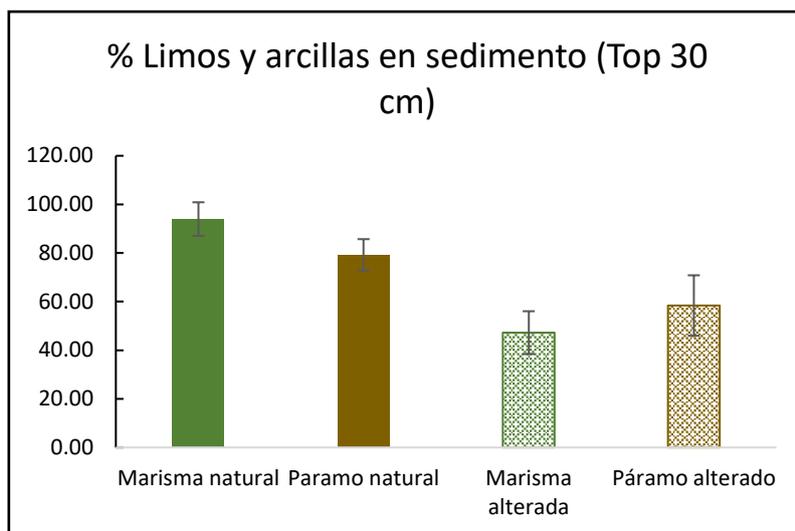


Figura 33: Media del contenido (%) de limos y arcillas en los primeros 30 cm de sedimento de los hábitats estudiados en las dos zonas de estudio. Las barras indican el error estándar.

En la marisma alterada, el porcentaje de limos y arcillas varía entre los sedimentos acumulados antes y después de la construcción del dique (Figura 34).

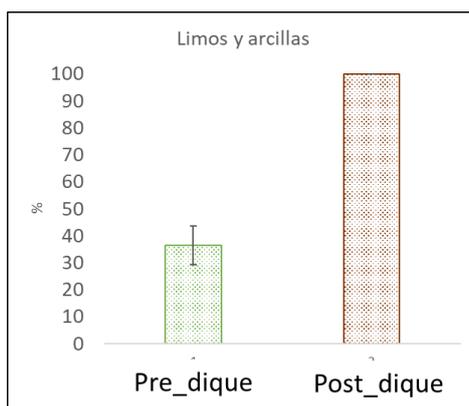


Figura 34: Media del contenido (%) de limos y arcillas en los sedimentos acumulados antes y después de la construcción del dique (1955) en la marisma alterada. Las barras indican el error estándar.

Como se puede observar en la figura 34, tras la construcción del dique el porcentaje de limos y arcillas dejó de ser una parte minoritaria del grano presente (<40%) a formar la mayor parte del grano (99%).

Resultados ANOVA				
Test	F	F crítico	Probabilidad	Hipótesis
Granulometría % Limos y arcillas Pre vs Post Zona alterada	12.11	4.3248	0.0022	✗

Tabla 11: Resultados del test de ANOVA realizado para la granulometría. Si F supera a F crítico se asume una diferencia significativa. La probabilidad determinada por el factor alpha (0.05) indica la posibilidad de existir semejanza en los valores estudiados.

## 4. Discusión

### 4.1. Aproximación 1: Afección del dique a corto plazo: Marisma del Conde

Con esta aproximación se pretendía evaluar el impacto que, la restricción mareal por la presencia de un dique, generaba en la acumulación de partículas de la columna de agua, uno de los principales flujos de carbono orgánico en marismas y hábitats estuarinos. Con los resultados obtenidos se expone la clara diferencia de condiciones que se dan a ambos lados del dique de la Marisma del Conde, desde topobatimetría, biomasa, hidroperíodo y tasas de sedimentación

En todas estas variables para la zona control (fuera del dique, sin restricción mareal) se ha observado un gradiente natural y esperado a lo largo de los diferentes hábitats de estudio, desde el páramo intermareal hasta la marisma alta dominada por *J.maritimus* & *H.portulacoides*. Sin embargo, en el hábitat de la zona alterada por el dique, ocupado por *P.australis*, los gradientes observados se interrumpen.

En la zona control, la topobatimetría tiende a aumentar de forma gradual desde el hábitat situado en intermareal inferior (páramo sin vegetación,  $0.2 \pm 0.004$  m) hasta la marisma alta (*J.maritimus* & *H.portulacoides*;  $1.12 \pm 0.07$  m). La capacidad de acreción vertical de sedimento, gracias a la acumulación de biomasa subterránea y la sedimentación de partículas de la columna de agua, es característico de las marismas intermareales (Barbier et al., 2011), y les confiere gran valor ecosistémico en el contexto actual de cambio climático (Duarte et al., 2013).

Consistente con el aumento de la topobatimetría, en la zona control se observó una disminución de la amplitud de marea y en los tiempos de inundación desde el hábitat situado en el intermareal más bajo (páramo intermareal) hasta la marisma alta (*J.maritimus* & *H.portulacoides*) situada en el intermaral superior. Estas diferencias en el hidroperíodo son responsables de la zonación de las diferentes plantas observadas en la marisma (Adam et al., 2012) a la vez que la propia vegetación contribuye mediante la acreción vertical de sedimento, a mantenerse en la zona intermareal donde el hidroperíodo le es favorable. La biomasa de los hábitats en la zona control tiende a aumentar desde el páramo intermareal (en este caso sin vegetación) hacia la marisma baja (ocupada por *Spartina maritima* y *Spartina alterniflora*) y la marisma alta (*J.maritimus* y *H.portulacoides*) en una relación opuesta al aumento del hidroperíodo (altura y tiempo de inundación), consistente con lo encontrado en otros estudios (Sousa et al., 2017) y con la zonación típica de marismas intermareales (Adam et al., 2012).

En la zona alterada, el gradiente de incremento de topobatimetría desde el intermareal inferior al superior se interrumpe con el dique ya que, en esta zona la topobatimetría del hábitat (*P.australis*) desciende hasta prácticamente el nivel del páramo ( $0.2 \pm 0.004$  m).



Figura 35: Foto tomada de una de las trampas de sedimento en la zona de Carrizo donde se puede apreciar como la zona previamente seca, presenta una pequeña lámina de agua.

En esta zona, el sensor de presión no detectó inundación a lo largo de los tres días que estuvo colocado, a pesar de encontrarse a una altura similar a la del páramo y muy inferior al hábitat presente justo al otro lado del dique (marisma alta formada por *J.maritimus* y *H.portuloacides*). En los resultados de inundación del hábitat en la zona alterada hay cierta incertidumbre ya que en el campo sí que se observada cierta inundación sobre las trampas de sedimento (Figura 35) y se registró sedimentación (aunque mínima). La falta de datos de inundación registrados por el sensor podría deberse a que este se colocaba sobre una base de unos 2 cm, que podría ser superior a la altura de la columna de agua generada por la marea.

En cualquier caso, la falta o baja inundación detectada por los sensores de presión en la zona alterada dominada por *P.australis* demuestra claramente el efecto del dique limitando la entrada de la marea. Esto significa que cualquier aporte de sedimento o materia orgánica del estuario no llegará a este area, debido a la interrupción parcial o total del flujo mareal, lo que podría explicar en parte la menor topobatimetría en esta zona, a pesar de estar dominado *P.australis*, especie de gran tamaño y que de hecho ha mostrado la mayor biomasa de todos los hábitats estudiado. Por otro lado, una disminución de la inundación en esa zona, podría dar lugar a una mayor compactación del sedimento, como se ha visto en estudios previos en otras zonas estuarinas sometidas a restricción mareal y cambios de uso de suelo (Van de Broek et al., 2019).

La diferencia en la sedimentación de partículas de la columna de agua observada en los diferentes hábitats y zonas de estudio puede explicarse por una diferencia en el tiempo de inundación. Un mayor tiempo de inundación da lugar a una mayor probabilidad de

sedimentación de partículas de la columna de agua. Esto es precisamente lo que muestran los resultados de las trampas de sedimentación, donde se observa una mayor sedimentación en el páramo sin vegetación situado en el intermareal más bajo, y que esta tiende a disminuir hacia los hábitats situados en el intermareal superior, sometidos a un menor hidropériodo (Figuras 15, 16).

Por otro lado, la biomasa de los hábitats examinados también ha demostrado tener un efecto en la sedimentación (Figura) cuando se tiene en cuenta el tiempo de inundación. Los resultados encontrados muestran que, en la zona control, la cantidad de sedimentación por horas de inundación (tasa de sedimentación) es significativamente mayor en el hábitat con mayor biomasa (*J.maritimus* & *H.portulacoides*) en comparación con los otros hábitats, que mostraron menor (*Spartina maritima* y *Spartina alterniflora*) o ninguna biomasa (páramo intermareal).

Esto es consistente con resultados de estudios previos que demostraron que la presencia de vegetación incrementa la sedimentación de forma sustancial (entre un 42% y un 60 %) frente a zonas próximas con las mismas condiciones no vegetadas (Liu et al., 2022 ; Baaij et al., 2021). La zona poblada con *J.maritimus* y *H.portulacoides* a pesar de tener una biomasa un 22% mayor que el de la *S.maritima*, tiene una tasa de sedimentación de hasta un 72% mayor que la *Spartina*. Esta última, tiene un tiempo de inundación medio de casi 9 horas, mientras que la zona de *J.maritimus* y *H.portulacoides* de 2 horas. Bajo estas condiciones, se puede asumir que en este caso la biomasa es el factor más condicionante para la sedimentación.

Era esperable encontrar mayores tasas de sedimentación en los hábitats dominados por *S.maritima* y *S.alterniflora* que en el páramo, debido a una mayor biomasa. Sin embargo, las tasas de sedimentación fueron similares entre estos hábitats. Una de las posibilidades que expliquen esto es que las trampas fueron colocadas en medio de los rodales de *Spartina spp.*. Si se colocan próximos al límite del rodal, la cantidad de sedimento que se acumula podría ser mayor. Por otro lado, podría ocurrir que la biomasa tuviese un efecto en la eficiencia de atrapar de sedimento (tasas de inundación) a partir de un umbral mínimo de biomasa y que este no hubiese sido alcanzado en los hábitats dominados por *Spartinas spp.* (Darby & Turner, 2008)

El hábitat en la zona alterada, dominada por *P. australis* y sometido a un tiempo mínimo o muy limitado de inundación (en base a las observaciones *in situ*) presenta valores de sedimentación muy bajos (Fig. 22) reduciendo la capacidad de acreción del área afectada. Al no haberse registrado un tiempo de inundación con el sensor en esta zona, no se pudieron calcular las tasas de sedimentación. Sin embargo, *P.australis* fue el hábitat con una mayor biomasa y por lo tanto, sería esperable que, de haber estado expuesto a una inundación mareal normal, hubiese mostrado una mayor eficiencia favoreciendo la sedimentación (es decir, que hubiese mostrado mayores tasas de sedimentación). Por lo tanto, tanto la falta de inundación, menor sedimentación y el

hecho de que *P.australis* es una especie indicadora de escasa presencia de agua salada (Cho et al., 2017) indicarían que el dique es el responsable de las diferencias entre esta zona alterada y el hábitat control situado justo a otro lado del dique, dominado por *J.maritimus* y *H.portulacoïdes* y que este reduce la capacidad de atrapar sedimento de la marisma y dificulta la capacidad de acreción vertical.

Por lo tanto, se puede concluir que, tanto el hidroperíodo (tiempo de inundación y altura de la marea) como la presencia de vegetación y la biomasa se relacionan positivamente con mayores tasas de sedimentación en los hábitats intermareales de la zona control (no afectada por el dique) de la marisma del conde, siendo la biomasa el factor más condicionante en cuanto a la eficiencia de atrapar partículas de la columna de agua. Sin embargo, la presencia de un dique y la restricción mareal en la zona alterada da lugar a una menor sedimentación, independientemente de la biomasa del hábitat, que puede traducirse en una menor acreción vertical de sedimento con respecto a zonas bajo un régimen mareal normal (consistente con la menor topobatimetría de la zona comparado con la zona control). La sedimentación de partículas orgánica e inorgánicas de la columna de agua es clave en la función de sumidero de carbono de las marismas y hábitats estuarinos, y en su capacidad de adaptarse a la subida del nivel del mar (Fagherazzi et al., 2013). Por lo tanto, la retirada de este dique y la recuperación del flujo mareal en la zona interna podría ayudar a recuperar estas funciones ecológicas. Sin embargo, los resultados de este trabajo se basan en una única campaña, realizada en Julio de este año y por lo tanto, sería adecuado repetir este estudio de forma estacional, por lo menos a lo largo de un año.

## **4.2. Aproximación 2: Afección del dique a largo plazo: Estuario de Oyambre**

Con esta aproximación se pretendía evaluar el impacto que la restricción mareal por la presencia de un dique, genera en la acumulación histórica de carbono en el sedimento de hábitats estuarinos (marisma alta y páramo intermareal) a través del análisis de testigos de sedimento datados. Las zonas de estudio control y alterada del estuario de Oyambre, presentaron resultados muy diferentes entre sí.

La marisma de la zona alterada, restringida por un dique desde 1955, muestra unos depósitos de CO en los primeros 30 cm levemente menores que la marisma de la zona control (Fig. 28) aunque con el test de ANOVA con un margen de confianza de 0.05 no muestra diferencias significativas (Tabla 10). También se observa que, para las dos zonas, los depósitos de CO del sedimento son mayores en la marisma que en el páramo sin vegetación, que puede explicarse por la diferencia en biomasa entre los dos hábitats, una de las fuentes de principales de CO al sedimento de estos hábitats (McLeod et al., 2011).

Sin embargo, al observar los resultados de la acreción de sedimento desde la construcción del dique (1955) (Fig 29), las diferencias entre zona control y alterada son más evidentes. Las tasas de acreción desde 1955 en la zona alterada (0.05 cm y-1 y 0.25 cm y-1 para marisma y páramo respectivamente) son más pequeñas que en la zona control (0.29 cm y-1 y 0.34 cm y-1 para marisma y páramo respectivamente). En particular, la tasa de acreción de la marisma alterada es casi 3 veces menor que la tasa de acreción de la marisma natural. Además, en la zona alterada, se observa que la tasa de acreción vertical se ha reducido a la mitad, desde la construcción del dique en 1955 hasta el presente (de 0.1 cm y-1 a 0.05 cm y-1). La acreción de sedimento en marismas intermareales depende en gran medida de la sedimentación de partículas de la columna de agua (Butzeck et al., 2015), muy determinada por el hidoperíodo y los ciclos de marea y por los aportes fluviales. La presencia del dique que restringe el flujo mareal natural a la zona alterada daría lugar a condiciones de hidoperíodo diferentes y a una menor influencia mareal, que podría estar relacionada con las menores tasas de sedimentación encontradas en esta zona, tanto para la marisma como para el páramo.

Como se puede observar la marisma alterada tiene la menor proporción de limos y arcillas de todas las zonas, aunque, cuando se compara antes y después, se ha duplicado tras la construcción del dique. La deposición de un grano de mayor o menor tamaño es un indicador de la energía del flujo de agua, directamente influenciada por la velocidad de flujo, rozamiento con el fondo, obstáculos. En concreto, el aumento de la predominancia de limos y arcillas puede ser un indicador de una reducción de esta energía de flujo. Además, la proporción de sedimento fino en sedimentos estuarinos tiende a disminuir desde las zonas más internas del estuario hacia la bocana (Ricart et al., 2020), mientras que la proporción de arenas aumenta. El incremento significativo en el contenido en limos y arcillas del sedimento de la marisma en la zona alterada tras la construcción del dique podría estar indicando que la entrada de sedimento a la zona ha pasado a estar más dominado por el aporte fluvial o de la cuenca debido a la restricción mareal que genera el dique. A pesar de que el dique favorezca la sedimentación de finos, las tasas de acreción disminuyen tras la construcción del dique, ya que es un estuario donde la hidrodinámica es eminentemente mareal y por tanto el transporte de sedimentos está dominado por las mareas. Una disminución de la sedimentación por la restricción mareal y una disminución del tamaño de grano de las partículas que sedimentan podrían estar detrás de la disminución de las tasas de acreción vertical de sedimento detectadas en la marisma alterada tras la construcción del dique.

La presencia del dique también parece generar un efecto en las tasas de acumulación de CO, que tienden a ser menores en la zona alterada que en la zona control. Las tasas de acumulación de CO en el sedimento de hábitats costeros dependen de la acumulación de biomasa subterránea y de la sedimentación de partículas orgánicas de la columna de agua (MacKenzie et al., 2016). Tanto las marismas de la zona control como en la zona alterada están dominadas por las mismas especies típicas de marisma alta (*Juncus*

*maritimus* y *Halimione portulacoides*) y por tanto es de esperar una acumulación de biomasa similar. Por tanto las diferencias en las tasas de enterramiento de carbono entre la marisma control y la alterada podrían derivar de una diferente sedimentación de partículas orgánica (menor en el caso de la marisma alterada). La menor sedimentación de partículas orgánicas de la columna de agua en la zona alterada podría explicarse por la presencia del dique que restringe la entrada de la marea y a la zona. Al contrario que ocurría con las tasas de acreción vertical, la tasa de enterramiento de CO en la marisma alterada se ha duplicado después de la construcción del dique con respecto al período anterior. Un cambio en la hidrodinámica, puede suponer un cambio en los aportes de materia orgánica. El incremento en la concentración de limos y arcillas tras la construcción del dique estaría indicando la disminución de la energía hidrodinámica con respecto al período anterior y la generación de mayores condiciones de deposición. Además, múltiples estudios (Hansen et al., 2017) apuntan a que concluye que el grano arcilloso y limo tiene una mayor capacidad de preservación del CO con respecto a sedimentos más gruesos. Además, el río o el agua de escorrentía de la propia cuenca puede ser un aporte significativo de partículas orgánicas a los hábitats de estuario y el dique estaría facilitando su acumulación. Estos resultados son consistentes con los encontrados en estudios previos (Hansen et al., 2017; Neiske et al., n.d.). Por otro lado, hay que tener en cuenta que la zona alterada, tras la construcción del dique, fue explotada como una plantación de eucaliptos durante unos años tras la construcción del dique, lo que podría haber generado un aporte extra de materia orgánica.. A pesar de que las tasas de enterramiento de carbono hayan aumentado en la zona alterada tras la construcción del dique con respecto al período anterior, estas son muy inferiores a las tasas de enterramiento de carbono en la marisma control, no sometida a ningún tipo de restricción mareal.

Se puede concluir, por tanto, que el dique construido en 1955 afecta a la función de sumidero de carbono de la sección del estuario que queda bajo restricción mareal, como demuestran las menores tasas de acreción de sedimento y de enterramiento de carbono observadas en zona alterada respecto a la natural y las menores tasas de acreción de sedimento observadas en la marisma alterada antes de la construcción del dique con respecto al período posterior. Estos resultados indicarían que la presencia del dique altera las condiciones hidrodinámicas restringiendo el paso de la marea y comprometiendo el aporte y la sedimentación de partículas de la columna de agua, proceso clave en la generación de depósitos de CO en el sedimento.. No solo se ve afectados los depósitos de carbono, sino que los hábitats presentes también podrían sufrir cambios. Las marismas ven reducidas su capacidad de acreción vertical y por tanto de adaptación al la subida del nivel del mar ya que hay un aporte significativamente menor de sedimento. Además, la restricción mareal favorece la aparición de plantas exótica y dañinas para las poblaciones autóctonas debido a una disminución de la salinidad (Frau et al., 2011).

## 4. Bibliografía

Adam, P. (2002). Saltmarshes in a time of change. *Environmental Conservation*, 29(1), 39–61. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000048>

Airoldi, L., & Beck, M. W. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology*, 45, 345–405. <https://doi.org/10.1201/9781420050943.ch7>

Alongi, D. M. (2016). Mangroves. In *Encyclopedia of Earth Sciences Series* (pp. 393–404). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-8801-4\\_3](https://doi.org/10.1007/978-94-017-8801-4_3)

Arias-Ortiz, A., Oikawa, P. Y., Carlin, J., Masqué, P., Shahan, J., Kanneg, S., Paytan, A., & Baldocchi, D. D. (2021). Tidal and Nontidal Marsh Restoration: A Trade-Off Between Carbon Sequestration, Methane Emissions, and Soil Accretion. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126(12). <https://doi.org/10.1029/2021JG006573>

Baaij, B. M., Kooijman, J., Limpens, J., Marijnissen, R. J. C., & van Loon-Steensma, J. M. (n.d.). *Monitoring Impact of Salt-Marsh Vegetation Characteristics on Sedimentation: an Outlook for Nature-Based Flood Protection*. <https://doi.org/10.1007/s13157-021-01467-w/Published>

Barbier, E. B. (1994). Valuing environmental functions: Tropical wetlands. *Land Economics*, 70(2), 155.

Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. In *Ecological Monographs* (Vol. 81, Issue 2, pp. 169–193). <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>

Bouillon, S., Borges, A. v., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N. C., Kristensen, E., Lee, S. Y., Marchand, C., Middelburg, J. J., Rivera-Monroy, V. H., Smith, T. J., & Twilley, R. R. (2008). Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2). <https://doi.org/10.1029/2007GB003052>

Bouma, T. J., van Belzen, J., Balke, T., Zhu, Z., Airoldi, L., Blight, A. J., Davies, A. J., Galvan, C., Hawkins, S. J., Hoggart, S. P. G., Lara, J. L., Losada, I. J., Maza, M., Ondiviela, B., Skov, M. W., Strain, E. M., Thompson, R. C., Yang, S., Zanuttigh, B., ... Herman, P. M. J. (2014). Identifying knowledge gaps hampering application of intertidal habitats in coastal

protection: Opportunities & steps to take. *Coastal Engineering*, 87, 147–157.

<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.11.014>

Breitburg, D., Levin, L. A., Oschlies, A., Grégoire, M., Chavez, F. P., Conley, D. J., Garçon, V., Gilbert, D., Gutiérrez, D., Isensee, K., Jacinto, G. S., Limburg, K. E., Montes, I., Naqvi, S. W. A., Pitcher, G. C., Rabalais, N. N., Roman, M. R., Rose, K. A., Seibel, B. A., ... Zhang, J. (2018). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. In *Science* (Vol. 359, Issue 6371).

American Association for the Advancement of Science.

<https://doi.org/10.1126/science.aam7240>

Burke, I. C., Yonker, C. M., Parton, W. J., Cole, C. v., Flach, K., & Schimel, D. S. (1989). Texture, Climate, and Cultivation Effects on Soil Organic Matter Content in U.S. Grassland Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 53(3), 800–805. <https://doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300030029x>

Butzeck, C., Eschenbach, A., Gröngröft, A., Hansen, K., Nolte, S., & Jensen, K. (2015). Sediment Deposition and Accretion Rates in Tidal Marshes Are Highly Variable Along Estuarine Salinity and Flooding Gradients. *Estuaries and Coasts*, 38(2), 434–450. <https://doi.org/10.1007/s12237-014-9848-8>

Caetano, M., Vale, C., Cesário, R., & Fonseca, N. (2008). Evidence for preferential depths of metal retention in roots of salt marsh plants. *Science of the Total Environment*, 390(2–3), 466–474.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.015>

Chambers, L. G., Reddy, K. R., & Osborne, T. Z. (2011). Short-Term Response of Carbon Cycling to Salinity Pulses in a Freshwater Wetland. *Soil Science Society of America Journal*, 75(5), 2000–2007.

<https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0026>

Chmura, G. L., & Hunt, G. A. (2004a). *Controls on Salt Marsh Accretion: A Test in Salt Marshes of Eastern Canada* (Vol. 27, Issue 1).

Cho, J. S., Lee, J. S., & Kim, J. W. (2017). Distribution of phragmites australis communities with different Habitat salinity. *Journal of Coastal Research*, 33(5), 1210–1216. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-16-00065.1>

Chua, E. J., & Fulweiler, R. W. (2023). Capturing the rapid response of sediments to low-oxygen conditions with high temporal resolution gas concentration measurements. *Frontiers in Environmental Science*, 10.

<https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1028405>

*Coastal Blue Carbon methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows.* (n.d.-a).

[www.ioc.unesco.org](http://www.ioc.unesco.org)

Darby, F. A., & Turner, R. E. (2008). Below- and aboveground biomass of *Spartina alterniflora*: Response to nutrient addition in a Louisiana salt marsh. *Estuaries and Coasts*, 31(2), 326–334. <https://doi.org/10.1007/s12237-008-9037-8>

Day, J. W., Boesch, D. F., Clairain, E. J., Kemp, G. P., Laska, S. B., Mitsch, W. J., Orth, K., Mashriqui, H., Reed, D. J., Shabman, L., Simenstad, C. A., Streever, B. J., Twilley, R. R., Watson, C. C., Wells, J. T., & Whigham, D. F. (2007). *Restoration of the Mississippi Delta: Lessons from Hurricanes Katrina and Rita.* <https://www.science.org>

Duarte, C. M., & Cebrián, J. (1996). The fate of marine autotrophic production. *Limnology and Oceanography*, 41(8), 1758–1766. <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.8.1758>

Duarte, C. M., & Chiscano, C. L. (1999). Seagrass biomass and production: a reassessment. In *Aquatic Botany* (Vol. 65).

Duarte, C. M., Dennison, W. C., Orth, R. J. W., & Carruthers, T. J. B. (2008). The charisma of coastal ecosystems: Addressing the imbalance. In *Estuaries and Coasts* (Vol. 31, Issue 2, pp. 233–238). Springer New York. <https://doi.org/10.1007/s12237-008-9038-7>

Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., & Marbà, N. (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. In *Nature Climate Change* (Vol. 3, Issue 11, pp. 961–968). <https://doi.org/10.1038/nclimate1970>

Duarte, C. M., Middelburg, J. J., & Caraco, N. (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. In *Biogeosciences* (Vol. 2). [www.biogeosciences.net/bg/2/1/](http://www.biogeosciences.net/bg/2/1/)

Fagherazzi, S., Wiberg, P. L., Temmerman, S., Struyf, E., Zhao, Y., & Raymond, P. A. (2013). Fluxes of water, sediments, and biogeochemical compounds in salt marshes. In *Ecological Processes* (Vol. 2, Issue 1, pp. 1–16). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1186/2192-1709-2-3>

Felipe Calleja Apéstegui. (2019). *Distribución espacio-temporal de la vegetación en estuarios mareales: interacciones entre las especies nativas e invasoras.*

- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M. A., Apostolaki, E. T., Kendrick, G. A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K. J., & Serrano, O. (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, 5(7), 505–509. <https://doi.org/10.1038/ngeo1477>
- Frau, D., Ondiviela Eizaguirre, B., Arbeiza, C. G., Antonio, J., & de La Peña, J. (2011a). *The role of the hydrodynamic regime in the distribution of the invasive shrub Baccharis halimifolia (Compositae) in Oyambre Estuary (Cantabria, Spain)* (Vol. 29, Issue 2).
- Frau, D., Ondiviela Eizaguirre, B., Arbeiza, C. G., Antonio, J., & de La Peña, J. (2011b). *The role of the hydrodynamic regime in the distribution of the invasive shrub Baccharis halimifolia (Compositae) in Oyambre Estuary (Cantabria, Spain)* (Vol. 29, Issue 2).
- Gómez Ochoa, F. (2011). *Santander: puerto, historia, territorio*. PubliCan, Ediciones de la Universidad de Cantabria. <https://go.exlibris.link/LNhhLstN>
- G.P. Allen, J. C. S. P. B. Y. D. P. C. de G. (1980). Effects of tides on mixing and suspended sediment transport in macrotidal estuaries. *Sedimentary Geology*, 26(1–3), 69–90.
- Hansen, K., Butzeck, C., Eschenbach, A., Gröngröft, A., Jensen, K., & Pfeiffer, E. M. (2017). Factors influencing the organic carbon pools in tidal marsh soils of the Elbe estuary (Germany). *Journal of Soils and Sediments*, 17(1), 47–60. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1500-8>
- Helton, A. M., Ardón, M., & Bernhardt, E. S. (2019). Hydrologic Context Alters Greenhouse Gas Feedbacks of Coastal Wetland Salinization. *Ecosystems*, 22(5), 1108–1125. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0325-2>
- HEMMINGA, M. A., & C. M. DUARTE. (2000). Seagrass ecology. In *Limnol. Oceanogr.*
- Hidrodinámico, E. (n.d.-a). *INTEGRATION OF HUMAN ACTIVITIES IN THE CONSERVATION OBJECTIVES OF THE NATURA 2000 NETWORK IN THE LITTORAL OF CANTABRIA. "CONVIVE-LIFE."*
- Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10(2), 423–436. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)

Kelleway, J., Serrano, O., Cannard, T., & Lavery, P. (2017a). *Technical review of opportunities for including blue carbon in the Australian Government's Emissions Reduction Fund. Final Report. Prepared for the Department of the Environment an.* <https://www.researchgate.net/publication/320464538>

Kelleway, J., Serrano, O., Cannard, T., & Lavery, P. (2017b). *Technical review of opportunities for including blue carbon in the Australian Government's Emissions Reduction Fund. Final Report. Prepared for the Department of the Environment an.* <https://www.researchgate.net/publication/320464538>

Kelleway, J., Serrano, O., Cannard, T., & Lavery, P. (2017c). *Technical review of opportunities for including blue carbon in the Australian Government's Emissions Reduction Fund. Final Report. Prepared for the Department of the Environment an.* <https://www.researchgate.net/publication/320464538>

Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Holmer, M., Marbá, N., & Middelburg, J. J. (2010). Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. *Global Biogeochemical Cycles*, *24*(4).

<https://doi.org/10.1029/2010GB003848>

Lal, R. (2004). Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, *304*(5677), 1623–1627. <https://www.science.org>

Li, J., Leng, Z., Wu, Y., Li, G., Ren, G., Wu, G., Jiang, Y., Yuguda, T. K., & Du, D. (2021). The impact of sea embankment reclamation on greenhouse gas ghg fluxes and stocks in invasive spartina alterniflora and native phragmites australis wetland marshes of east china. *Sustainability (Switzerland)*, *13*(22).

<https://doi.org/10.3390/su132212740>

Liu, B., Cai, T., Chen, Y., Yuan, B., Wang, R., & Xiao, M. (2022). Sediment dynamic changes induced by the presence of a dyke in a Scirpus mariqueter saltmarsh. *Coastal Engineering*, *174*.

<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2022.104119>

lo Iocano, C., Mateo, M. A., Gràcia, E., Guasch, L., Carbonell, R., Serrano, L., Serrano, O., & Dañobeitia, J. (2008). Very high-resolution seismo-acoustic imaging of seagrass meadows (Mediterranean Sea): Implications for carbon sink estimates. *Geophysical Research Letters*, *35*(18).

<https://doi.org/10.1029/2008GL034773>

Lovelock, C. E., Fourqurean, J. W., & Morris, J. T. (2017). Modeled CO2 emissions from coastal wetland transitions to other land uses: Tidal marshes,

mangrove forests, and seagrass beds. *Frontiers in Marine Science*, 4(MAY).  
<https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00143>

MacKenzie, R. A., Foulk, P. B., Klump, J. V., Weckerly, K., Purbospito, J., Murdiyarso, D., Donato, D. C., & Nam, V. N. (2016). Sedimentation and belowground carbon accumulation rates in mangrove forests that differ in diversity and land use: a tale of two mangroves. *Wetlands Ecology and Management*, 24(2), 245–261. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9481-3>

Maza, M., Lara, J. L., & Losada, I. J. (2022). A paradigm shift in the quantification of wave energy attenuation due to saltmarshes based on their standing biomass. *Scientific Reports*, 12(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-18143-6>

Maza, M., Lara, J. L., Losada, I. J., Ondiviela, B., Trinogga, J., & Bouma, T. J. (2015). Large-scale 3-D experiments of wave and current interaction with real vegetation. Part 2: Experimental analysis. *Coastal Engineering*, 106, 73–86. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2015.09.010>

Mazarrasa, I., Neto, J. M., Bouma, T. J., Grandjean, T., Garcia-Orellana, J., Masqué, P., Recio, M., Serrano, Ó., Puente, A., & Juanes, J. A. (2023). Drivers of variability in Blue Carbon stocks and burial rates across European estuarine habitats. *Science of the Total Environment*, 886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163957>

McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. In *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 9, Issue 10, pp. 552–560). <https://doi.org/10.1890/110004>

Mendez, F. J., & Losada, I. J. (2004). An empirical model to estimate the propagation of random breaking and nonbreaking waves over vegetation fields. *Coastal Engineering*, 51(2), 103–118. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2003.11.003>

Moreda, U., Mazarrasa, I., Cebrian, E., Kaal, J., Ricart, A. M., Serrano, E., & Serrano, O. (2024). Role of macroalgal forests within Mediterranean shallow bays in blue carbon storage. *Science of the Total Environment*, 934. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173219>

Neiske, F., Seedtke, M., Eschenbach, A., Wilson, M., Jensen, K., & Becker, J. N. (n.d.). *Soil organic carbon stocks and stabilization mechanisms in tidal marshes along estuarine gradients 2 3 4*.

<https://doi.org/10.1101/2024.05.18.594814>

Nellemann, C. . (2009a). *Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon*

Nordlund, L. M., Jackson, E. L., Nakaoka, M., Samper-Villarreal, J., Becar-Carretero, P., & Creed, J. C. (2018). Seagrass ecosystem services – What’s next? *Marine Pollution Bulletin*, *134*, 145–151.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.014>

Peck, E. K., Wheatcroft, R. A., & Brophy, L. S. (2020). Controls on Sediment Accretion and Blue Carbon Burial in Tidal Saline Wetlands: Insights From the Oregon Coast, USA. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *125*(2).

<https://doi.org/10.1029/2019JG005464>

Peralta, G., van Duren, L. A., Morris, E. P., & Bouma, T. J. (2008). Consequences of shoot density and stiffness for ecosystem engineering by benthic macrophytes in flow dominated areas: A hydrodynamic flume study. *Marine Ecology Progress Series*, *368*, 103–115.

<https://doi.org/10.3354/meps07574>

Petra Remeta. (2023). *IMPLEMENTATION AND MONITORING OF THE SPANISH RECOVERY AND RESILIENCE PLAN FOR THE GREEN TRANSITION*.

Poffenbarger, H. J., Needelman, B. A., & Megonigal, J. P. (2011). Salinity influence on methane emissions from tidal marshes. *Wetlands*, *31*(5), 831–842.

<https://doi.org/10.1007/s13157-011-0197-0>

Potouroglou, M., Bull, J. C., Krauss, K. W., Kennedy, H. A., Fusi, M., Daffonchio, D., Mangora, M. M., Githaiga, M. N., Diele, K., & Huxham, M. (2017). Measuring the role of seagrasses in regulating sediment surface elevation. *Scientific Reports*, *7*(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12354-y>

Recio, M., Ondiviela, B., Puente, A., Galván, C., Gómez, A. G., & Juanes, J. A. (2013). The Influence of Hydromorphological Stressors on Estuarine Vegetation Indicators. *Estuaries and Coasts*, *36*(5), 997–1005.

<https://doi.org/10.1007/s12237-013-9607-2>

Ricart, A. M., York, P. H., Bryant, C. v., Rasheed, M. A., Ierodionou, D., & Macreadie, P. I. (2020). High variability of Blue Carbon storage in seagrass meadows at the estuary scale. *Scientific Reports*, 10(1).

<https://doi.org/10.1038/s41598-020-62639-y>

Rivas, V., Francés, E., Diaz De Terán, J. R., Cendrero, A., Hidalgo, J., Serrano, A., Villalobos, M., Benito, I., & Herrera, M. (1994a). Conservation and Restoration of Endangered Coastal Areas: the Case of Small Estuaries in Northern Spain. In *Ocean & Coastal Management* (Vol. 23).

Rivas, V., Francés, E., Diaz De Terán, J. R., Cendrero, A., Hidalgo, J., Serrano, A., Villalobos, M., Benito, I., & Herrera, M. (1994b). Conservation and Restoration of Endangered Coastal Areas: the Case of Small Estuaries in Northern Spain. In *Ocean & Coastal Management* (Vol. 23).

ROBERT J. ORTH. (2006). A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience*, 56(12), 987–996.

Serrano, O., Lovelock, C. E., B. Atwood, T., Macreadie, P. I., Canto, R., Phinn, S., Arias-Ortiz, A., Bai, L., Baldock, J., Bedulli, C., Carnell, P., Connolly, R. M., Donaldson, P., Esteban, A., Ewers Lewis, C. J., Eyre, B. D., Hayes, M. A., Horwitz, P., Hutley, L. B., ... Duarte, C. M. (2019). Australian vegetated coastal ecosystems as global hotspots for climate change mitigation. *Nature Communications*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12176-8>

Serrano, O., Mateo, M. A., Dueñas-Bohórquez, A., Renom, P., López-Sáez, J. A., & Martínez Cortizas, A. (2011). The *Posidonia oceanica* marine sedimentary record: A Holocene archive of heavy metal pollution. *Science of the Total Environment*, 409(22), 4831–4840.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.001>

Solomon, S. (Atmospheric chemist), Intergovernmental Panel on Climate Change., & Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group I. (2007). *Climate change 2007: the physical science basis: contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.

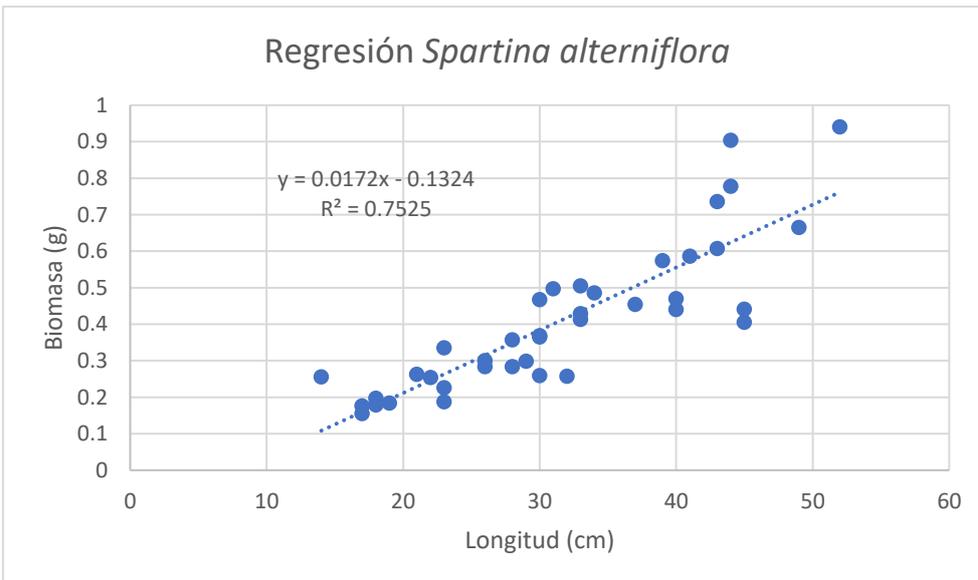
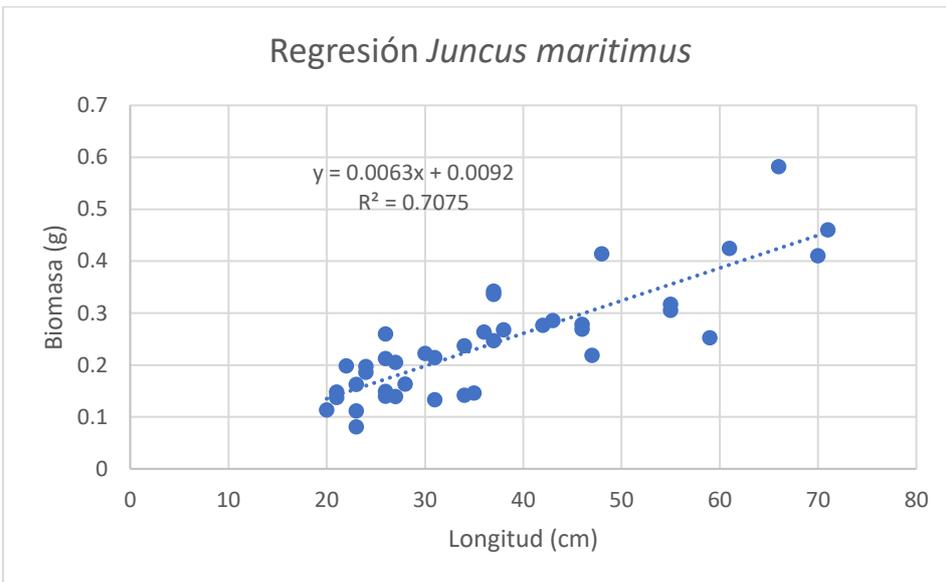
Solomon, Susan. (2007a). *Climate Change 2007: the physical science basis: contribution of working group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel Climate Change*. Cambridge University Press.

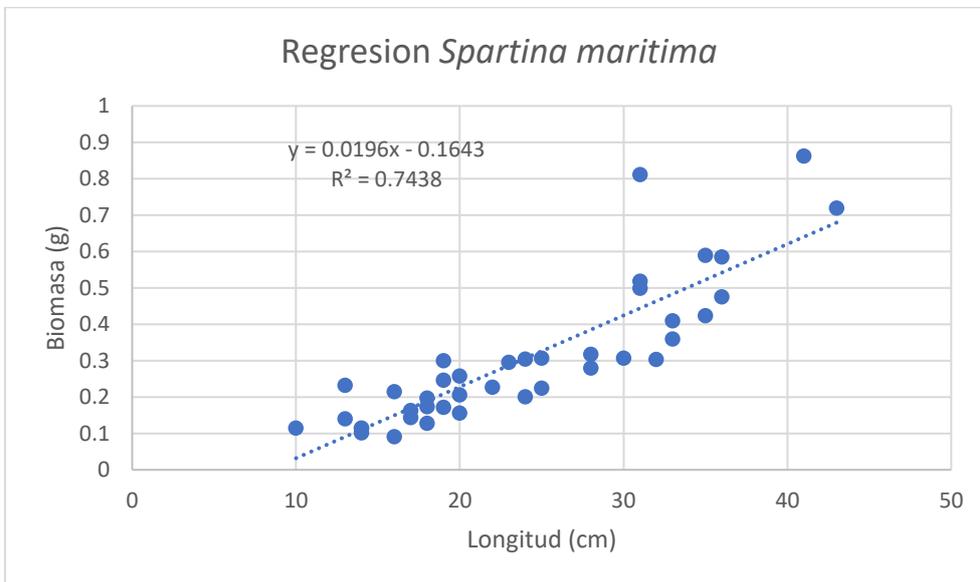
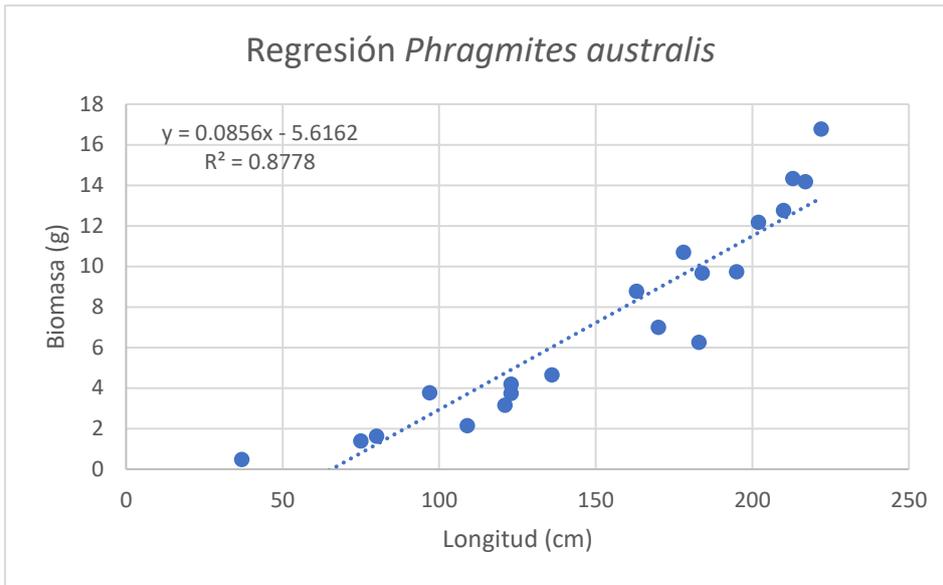
- Sousa, A. I., Santos, D. B., Silva, E. F. da, Sousa, L. P., Cleary, D. F. R., Soares, A. M. V. M., & Lillebø, A. I. (2017). “Blue Carbon” and Nutrient Stocks of Salt Marshes at a Temperate Coastal Lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Scientific Reports*, 7. <https://doi.org/10.1038/srep41225>
- Strauch, A. M., MacKenzie, R. A., Giardina, C. P., & Bruland, G. L. (2018). Influence of declining mean annual rainfall on the behavior and yield of sediment and particulate organic carbon from tropical watersheds. *Geomorphology*, 306, 28–39. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.12.030>
- Strengers, B. J., van Minnen, J. G., & Eickhout, B. (2008). The role of carbon plantations in mitigating climate change: Potentials and costs. *Climatic Change*, 88(3–4), 343–366. <https://doi.org/10.1007/s10584-007-9334-4>
- Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T. J., Herman, P. M. J., Ysebaert, T., & de Vriend, H. J. (2013). Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. In *Nature* (Vol. 504, Issue 7478, pp. 79–83). <https://doi.org/10.1038/nature12859>
- Van de Broek, M., Baert, L., Temmerman, S., & Govers, G. (2019). Soil organic carbon stocks in a tidal marsh landscape are dominated by human marsh embankment and subsequent marsh progradation. *European Journal of Soil Science*, 70(2), 338–349. <https://doi.org/10.1111/ejss.12739>
- van de Broek, M., & Govers, G. (2019). Quantification of organic carbon concentrations and stocks of tidal marsh sediments via mid-infrared spectroscopy. *Geoderma*, 337, 555–564. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.051>
- Wei, S., Han, G., Jia, X., Song, W., Chu, X., He, W., Xia, J., & Wu, H. (2020). Tidal effects on ecosystem CO<sub>2</sub> exchange at multiple timescales in a salt marsh in the Yellow River Delta. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 238. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106727>

## 5. Anexos

### 5.1. Ecuaciones de la recta aplicadas a biomasa

<i>Juncus maritimus</i>	<i>Spartina alterniflora</i>	Carrizo ( <i>Phragmites australis</i> )	<i>Spartina maritima</i>
$y = 0.0063x + 0.0092$	$y = 0.0172x - 0.1324$	$y = 0.0856x - 5.6162$	$y = 0.0196x - 0.1643$





## 5.2. Test de Tukey y Kramer

Topobatemetría (m)									
Zona no vegetada	<i>Spartina nativa</i>	<i>Spartina invasora</i>	Junco y Halimione	Carrizo					
0.2070	0.3190	0.3190	1.1940	0.3210					
0.2230	0.3260	0.3260	0.9790	0.3010					
0.2200	0.2890	0.2890	1.2140	0.3000					
ANOVA: Single Factor									
DESCRIPTION					Alpha	0.05			
Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper	
Zona no vegetada	3	0.6500	0.2167	7.23333E-05	0.000144667	0.034602826	0.139566766	0.293766567	
<i>Spartina nativa</i>	3	0.9340	0.3113	0.000386333	0.000772667	0.034602826	0.234233433	0.388433234	
<i>Spartina invasora</i>	3	0.9340	0.3113	0.000386333	0.000772667	0.034602826	0.234233433	0.388433234	
Junco y Halimione	3	3.3870	1.1290	0.016975	0.03395	0.034602826	1.051900099	1.206099901	
Carrizo	3	0.9220	0.3073	0.000140333	0.000280667	0.034602826	0.230233433	0.384433234	
ANOVA									
Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq	
Between Groups	1.722493067	4	0.430623267	119.8817579	2.09803E-08	0.979572119	6.321438601	0.969420645	
Within Groups	0.035920667	10	0.003592067						
Total	1.758413733	14	0.125600981						

TUKEY HSD/KRAMER		alpha		0.05					
group	mean	n	ss	df	q-crit				
Zona no vegetada	0.2167	3	0.000144667						
Spartina nativa	0.3113	3	0.000772667						
Spartina invasora	0.3113	3	0.000772667						
Junco y Halimione	1.1290	3	0.03395						
Carrizo	0.3073	3	0.000280667						
Q TEST		15	0.035920667	10	4.654				
group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d
Zona no vegetada	Spartina nativa	0.094666667	0.034602826	2.735807391	-0.066374885	0.255708218	0.360227159	0.161041551	1.579519134
Zona no vegetada	Spartina invasora	0.094666667	0.034602826	2.735807391	-0.066374885	0.255708218	0.360227159	0.161041551	1.579519134
Zona no vegetada	Junco y Halimione	0.912333333	0.034602826	26.36586208	0.751291782	1.073374885	3.40819E-08	0.161041551	15.22233757
Zona no vegetada	Carrizo	0.090666667	0.034602826	2.620209896	-0.070374885	0.251708218	0.398144113	0.161041551	1.512778889
Spartina nativa	Spartina invasora	0	0.034602826	0	-0.161041551	0.161041551	1	0.161041551	0
Spartina nativa	Junco y Halimione	0.817666667	0.034602826	23.63005469	0.656625115	0.978708218	9.66658E-08	0.161041551	13.64281843
Spartina nativa	Carrizo	0.004	0.034602826	0.115597495	-0.157041551	0.165041551	0.999987916	0.161041551	0.066740245
Spartina invasora	Junco y Halimione	0.817666667	0.034602826	23.63005469	0.656625115	0.978708218	9.66658E-08	0.161041551	13.64281843
Spartina invasora	Carrizo	0.004	0.034602826	0.115597495	-0.157041551	0.165041551	0.999987916	0.161041551	0.066740245
Junco y Halimione	Carrizo	0.821666667	0.034602826	23.74565218	0.660625115	0.982708218	9.22288E-08	0.161041551	13.70955868

Tiempo de inundación (h)									
Spartina spp	Carrizo	Junco y Halimione	Zona no vegetada						
546.2000	0.0000	135.5667	757.6333						
535.2667	0.0000	130.5833	677.6667						
512.8833	0.0000	87.0000	565.1500						
ANOVA: Single Factor									
DESCRIPTION	Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Spartina spp		3	1594.3500	531.4500	288.4252783	576.8505566	29.37263359	463.7165853	599.1834143
Carrizo		3	0.0000	0.0000	0	0	29.37263359	-67.73341452	67.73341452
Junco y Halimione		3	353.1500	117.7167	713.8436066	1427.687213	29.37263359	49.98325207	185.4500811
Zona no vegetada		3	2000.4500	666.8167	9350.750363	18701.50073	29.37263359	599.0832524	734.5500814
ANOVA									
Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq	
Between Groups	923963.2493	3	307987.7498	118.9943696	5.63024E-07	0.978081177	6.297998878	0.967211602	
Within Groups	20706.0385	8	2588.254812						
Total	944669.2878	11	85879.02616						

TUKEY HSD/KRAMER		alpha		0.05					
group	mean	n	ss	df	q-crit				
Spartina spp	531.4500	3	576.8505566						
Carrizo	0.0000	3	0						
Junco y Halimione	117.7167	3	1427.687213						
Zona no vegetada	666.8167	3	18701.50073						
Q TEST		12	20706.0385	8	4.529				
group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d
Spartina spp	Carrizo	531.4499998	29.37263359	18.09337246	398.4213422	664.4786573	6.17245E-06	133.0286575	10.44621346
Spartina spp	Junco y Halimione	413.7333332	29.37263359	14.08567372	280.7046757	546.7619907	4.0751E-05	133.0286575	8.132367517
Spartina spp	Zona no vegetada	135.3666671	29.37263359	4.608598229	2.338009606	268.3953247	0.046187761	133.0286575	2.660775428
Carrizo	Junco y Halimione	117.7166666	29.37263359	4.007698739	-15.31199094	250.7453241	0.084109569	133.0286575	2.313845946
Carrizo	Zona no vegetada	666.8166669	29.37263359	22.70197069	533.7880094	799.8453244	1.08147E-06	133.0286575	13.10698889
Junco y Halimione	Zona no vegetada	549.1000003	29.37263359	18.69427195	416.0713428	682.1286578	4.80752E-06	133.0286575	10.79314294

Amplitud de marea (cm)									
Spartina spp	Carrizo	Junco y Halimione	Zona no vegetada						
108.1546	0.0000	24.5350	122.5688						
107.1829	0.0000	23.4777	121.3922						
94.8082	0.0000	10.9862	108.8440						
ANOVA: Single Factor									
DESCRIPTION	Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Spartina spp		3	310.1457	103.3819	55.36769521	110.7353904	3.76412935	94.70180014	112.0619958
Carrizo		3	0.0000	0.0000	0	0	3.76412935	-8.680097846	8.680097846
Junco y Halimione		3	58.9989	19.6663	56.78776153	113.5755231	3.76412935	10.98618681	28.3463825
Zona no vegetada		3	352.8050	117.6017	57.8685804	115.7371608	3.76412935	108.9215843	126.28178
ANOVA									
Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq	
Between Groups	31279.93761	3	10426.64587	245.2981601	3.27747E-08	0.989245787	9.042458369	0.983890336	
Within Groups	340.0480743	8	42.50600928						
Total	31619.98568	11	2874.544153						

TUKEY HSD/KRAMER		alpha		0.05					
group	mean	n	ss	df	q-crit				
Spartina spp	103.3819	3	110.7353904						
Carrizo	0.0000	3	0						
Junco y Halimione	19.6663	3	113.5755231						
Zona no vegetada	117.6017	3	115.7371608						
Q TEST		12	340.0480743	8	4.529				
group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d
Spartina spp	Carrizo	103.381898	3.76412935	27.46502269	86.33415616	120.4296398	2.49414E-07	17.04774182	15.85693824
Spartina spp	Junco y Halimione	83.71561333	3.76412935	22.24036571	66.6678715	100.7633552	1.26609E-06	17.04774182	12.84048113
Spartina spp	Zona no vegetada	14.21978415	3.76412935	3.777708688	-2.827957678	31.26752597	0.105775576	17.04774182	2.181061128
Carrizo	Junco y Halimione	19.66628465	3.76412935	5.224656973	2.618542828	36.71402648	0.02511824	17.04774182	3.01645711
Carrizo	Zona no vegetada	117.6016821	3.76412935	31.24273137	100.5539403	134.649424	8.59995E-08	17.04774182	18.03799937
Junco y Halimione	Zona no vegetada	97.93539748	3.76412935	26.0180744	80.88765565	114.9831393	3.80221E-07	17.04774182	15.02154226

Biomasa media									
	Spartina alterniflora	J. maritimus & H. portulacoides	Phragmites australis						
	154.4411111	267.8411111	814.9622222						
	287.7522222	449.2322222	1030.655556						
	207.6577778	346.5077778	1449.353333						
	491.4011111	577.6211111	1013.373333						
	817.9266667	886.4666667	1457.333333						
ANOVA: Single Factor									
DESCRIPTION									
Alpha 0.05									
Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper	
Spartina maritima	5	1959.178889	391.8357778	73144.4628	292577.8512	110.8551589	154.0751088	629.5964468	
Spartina alterniflora	3	279.1484444	93.04948148	1601.053307	3202.106614	143.1133947	-213.8982224	399.9971853	
J. maritimus & H. portulacoides	5	2527.668889	505.5337778	58815.84677	235263.3871	110.8551589	267.7731088	743.2944468	
Phragmites australis	5	5765.677778	1153.135556	82294.3231	329177.2924	110.8551589	915.3748865	1390.896225	
ANOVA									
Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq	
Between Groups	2558072.316	3	852690.772	13.87745224	0.000177316	0.748347889	1.802310186	0.682160499	
Within Groups	860220.6373	14	61444.33124						
Total	3418292.953	17	201076.0561						

TUKEY HSD/KRAMER									
alpha 0.05									
group	mean	n	ss	df	q-crit				
Spartina maritima	391.8357778	5	292577.8512						
Spartina alterniflora	93.04948148	3	3202.106614						
J. maritimus & H. portulacoides	505.5337778	5	235263.3871						
Phragmites australis	1153.135556	5	329177.2924						
		18	860220.6373	14	4.111				
Q TEST									
group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d
Spartina maritima	Spartina alterniflora	298.7862963	128.0045116	2.334185667	-227.440251	825.0128436	0.384105902	526.2265473	1.205368295
Spartina maritima	J. maritimus & H. portulacoides	113.698	110.8551589	1.025644644	-342.0275581	569.4235581	0.885390429	455.7255581	0.458682229
Spartina maritima	Phragmites australis	761.2997778	110.8551589	6.867517809	305.5742197	1217.025336	0.001285415	455.7255581	3.071247332
Spartina alterniflora	J. maritimus & H. portulacoides	412.4842963	128.0045116	3.222419984	-113.742251	938.7108436	0.150429769	526.2265473	1.664050524
Spartina alterniflora	Phragmites australis	1060.086074	128.0045116	8.28163055	533.8595268	1586.312621	0.000217162	526.2265473	4.276615627
J. maritimus & H. portulacoides	Phragmites australis	647.6017778	110.8551589	5.841873165	191.8762197	1103.327336	0.004975323	455.7255581	2.612565103

Sedimentación (g)									
	Spartina nativa	J. maritimus & H. portulacoides	Phragmites australis	Páramo					
	0.06355	0.086325	0.041875	0.028325	0.0823				
	0.059425	0.0691	0.0474	0.027325	0.11535				
	0.076925	0.082775	0.049675	0.033291667	0.072725				
ANOVA: Single Factor									
DESCRIPTION									
Alpha 0.05									
Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper	
Spartina alterniflora	3	0.1999	0.066633333	8.36927E-05	0.000167385	0.006796362	0.051490094	0.081776573	
Spartina nativa	3	0.2382	0.0794	8.27181E-05	0.000165436	0.006796362	0.064256761	0.094543239	
J. maritimus & H. portulacoides	3	0.13895	0.046316667	1.60902E-05	3.21804E-05	0.006796362	0.031173427	0.061459906	
Phragmites australis	3	0.088941667	0.029647222	1.02115E-05	2.0423E-05	0.006796362	0.014503983	0.044790462	
Páramo	3	0.270375	0.090125	0.000500146	0.001000291	0.006796362	0.074981761	0.105268239	
ANOVA									
Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq	
Between Groups	0.007221035	4	0.001805259	13.02762235	0.00056203	0.838996599	2.083876384	0.762321602	
Within Groups	0.001385716	10	0.000138572						
Total	0.008606752	14	0.000614768						

TUKEY HSD/KRAMER									
alpha 0.05									
group	mean	n	ss	df	q-crit				
Spartina alterniflora	0.066633333	3	0.000167385						
Spartina nativa	0.0794	3	0.000165436						
J. maritimus & H. portulacoides	0.046316667	3	3.21804E-05						
Phragmites australis	0.029647222	3	2.0423E-05						
Páramo	0.090125	3	0.001000291						
		15	0.001385716	10	4.654				
Q TEST									
group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d
Spartina alterniflora	Spartina nativa	0.012766667	0.006796362	1.878455817	-0.018863604	0.044396938	0.681534196	0.031630271	1.084526971
Spartina alterniflora	J. maritimus & H. portulacoides	0.020316667	0.006796362	2.989344178	-0.011313604	0.051946938	0.285842258	0.031630271	1.725898666
Spartina alterniflora	Phragmites australis	0.036986111	0.006796362	5.442045082	0.00535584	0.068616382	0.021095449	0.031630271	3.141966193
Spartina alterniflora	Páramo	0.023491667	0.006796362	3.45650584	-0.008138604	0.055121938	0.180487172	0.031630271	1.995614577
Spartina nativa	J. maritimus & H. portulacoides	0.033083333	0.006796362	4.867799995	0.001453062	0.064713604	0.039549881	0.031630271	2.810425637
Spartina nativa	Phragmites australis	0.049752778	0.006796362	7.320500899	0.018122507	0.081383049	0.002956208	0.031630271	4.226493164
Spartina nativa	Páramo	0.010725	0.006796362	1.578050023	-0.020905271	0.042355271	0.795112959	0.031630271	0.911087606
J. maritimus & H. portulacoides	Phragmites australis	0.016669444	0.006796362	2.452700904	-0.014960827	0.048299716	0.457140872	0.031630271	1.416067527
J. maritimus & H. portulacoides	Páramo	0.043808333	0.006796362	6.445850018	0.012178062	0.075438604	0.007216857	0.031630271	3.721513243
Phragmites australis	Páramo	0.060477778	0.006796362	8.98550922	0.028847507	0.092108049	0.000663291	0.031630271	5.13758077

Tasas de sedimentación (g/día)										
Páramo	Spartina maritima	Spartina alterniflora	J. maritimus & H. portulacoides							
0.006517665	0.00948279	0.006980959	0.018533317							
0.010212986	0.007745672	0.006661166	0.021779196							
0.007720959	0.009683489	0.008999123	0.034258621							
ANOVA: Single Factor										
DESCRIPTION					Alpha 0.05					
Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper		
Páramo	3	0.024451609	0.008150536	3.55225E-06	7.1045E-06	0.002503677	0.002377047	0.013924026		
Spartina maritima	3	0.026911951	0.00897065	1.1355E-06	2.271E-06	0.002503677	0.00319716	0.01474414		
Spartina alterniflora	3	0.022641248	0.007547083	1.60688E-06	3.21376E-06	0.002503677	0.001773593	0.013320572		
J. maritimus & H. portulacoides	3	0.074571134	0.024857045	6.89262E-05	0.000137852	0.002503677	0.019083555	0.030630534		
ANOVA										
Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq		
Between Groups	0.000625637	3	0.000208546	11.08979296	0.003193612	0.806151674	1.922653805	0.716106545		
Within Groups	0.000150442	8	1.88052E-05							
Total	0.000776079	11	7.05526E-05							

TUKEY HSD/KRAMER		alpha		0.05						
group	mean	n	ss	df	q-crit					
Páramo	0.008150536	3	7.1045E-06							
Spartina maritima	0.00897065	3	2.271E-06							
Spartina alterniflora	0.007547083	3	3.21376E-06							
J. maritimus & H. portulacoides	0.024857045	3	0.000137852							
		12	0.000150442	8	4.529					
Q TEST										
group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Páramo	Spartina maritima	0.000820114	0.002503677	0.327563731	-0.01051904	0.012159268	0.995264986	0.011339154	0.189119008	
Páramo	Spartina alterniflora	0.000603454	0.002503677	0.241027039	-0.0107357	0.011942608	0.998089753	0.011339154	0.139157026	
Páramo	J. maritimus & H. portulacoides	0.016706508	0.002503677	6.672788475	0.005367354	0.028045662	0.006551514	0.011339154	3.852536222	
Spartina maritima	Spartina alterniflora	0.001423568	0.002503677	0.56859077	-0.009915586	0.012762722	0.976545822	0.011339154	0.328276034	
Spartina maritima	J. maritimus & H. portulacoides	0.015886394	0.002503677	6.345224744	0.00454724	0.027225548	0.008790299	0.011339154	3.663417214	
Spartina alterniflora	J. maritimus & H. portulacoides	0.017309962	0.002503677	6.913815514	0.005970808	0.028649116	0.005299978	0.011339154	3.991693248	