



Universidad de Concepción



Facultad de Ciencias Ambientales  
Universidad de Concepción

Evaluación del potencial de los bosques de macroalgas en el almacenamiento y secuestro de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y la percepción de la comunidad local Caleta Chome.

Habilitación profesional presentada para optar al título de  
**Ingeniera Ambiental**

**Laura Gutiérrez Castro**

Profesor guía

Dr. Cristian A. Vargas

Concepción, Chile

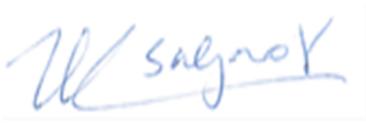
2024

**“EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE LOS BOSQUES DE MACROALGAS EN EL ALMACENAMIENTO Y SECUESTRO DE DIÓXIDO DE CARBONO (CO<sub>2</sub>) Y LA PERCEPCIÓN DE LA COMUNIDAD LOCAL CALETA CHOME”**

**Profesor Guía: Dr. Cristian Vargas Gálvez**



**Profesor Comisión: Dra. Marcela Salgado Vargas**



**Profesor Comisión: Dr. Antonio Cuevas Landaeta**



**CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA**

Conceptos que se indica en el Título

Aprobado por Unanimidad: (En Escala de 4,0 a 4,9)

Aprobado con Distinción: (En Escala de 5,0 a 5,6)

Aprobado con Distinción Máxima: (En Escala de 5,7 a 7,0)

**Concepción, marzo 2024**

Por el desarrollo libre del espíritu

Casilla 160 C - Correo 3 - Fono (56-41) 204072 - Fax (56-41) 2207076 - Ciudad Universitaria - Concepción – Chile - <http://www.eula.cl>

# Índice

<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	10
HIPÓTESIS.....	11
OBJETIVO GENERAL .....	12
OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	12
<b>2. ANTECEDENTES</b> .....	13
2.1 Ecosistemas costeros con potencial captura de dióxido de carbono .....	13
2.2 Características de ecosistemas costeros con potencial captura de dióxido de carbono	14
2.3 Bosques de macroalgas y su potencial en la captura de dióxido de carbono.....	16
2.4 Mecanismos de captura del dióxido de carbono en bosques de macroalgas .....	19
2.5 Estado de arte en relación con el estudio del potencial de bosques de macroalgas como sumideros de dióxido de carbono.....	21
2.6 Desafío para Chile, en términos de la evaluación y protección de bosques de macroalgas como sumideros de dióxido de carbono .....	22
2.7 Percepción considerando las dimensiones de reconocimiento, valoración y participación de la comunidad respecto a los bosques de macroalgas.....	23
<b>3. METODOLOGÍA</b> .....	25
3.1 Área de estudio.....	25
3.2 Registro de variabilidad de temperatura, pH, oxígeno disuelto y presión parcial del dióxido de carbono .....	27
3.3 Despliegue de los instrumentos .....	28
3.4 Calibración de sensores biogeoquímicos y control de calidad .....	29
3.5 Análisis exploratorio de datos (EDA) .....	30
3.5.1 Cálculos de $p\text{CO}_2$ en el sitio control a partir de un modelo de regresión lineal.....	31
3.5.2 Cálculos de $p\text{CO}_2$ en el sitio control a partir de un modelo de regresión no lineal. ....	32
3.6 Segmentación de datos para día y noche y pruebas estadísticas para comparar significancia entre los sitios.....	34
3.7 Datos meteorológicos .....	35
3.8 Realización de una encuesta y su posterior análisis para evaluar la percepción de las comunidades costeras. ....	36
<b>4. RESULTADOS</b> .....	38
4.1 Relación entre pH y $p\text{CO}_2$ de los bosques de macroalgas entre las frondas (superficie) y discos basales (profundidad) .....	38
4.2 Condiciones oceanográficas durante el periodo de estudio. ....	40
4.3 Variabilidad entre el sitio control y bosques de macroalgas considerando la forzante del ciclo de surgencia para las estaciones de verano y primavera. ....	43

4.4	Dinámica del oxígeno (O <sub>2</sub> ), pH y pCO <sub>2</sub> entre los bosques de macroalgas y sitio control considerando las forzantes de variabilidad a escala diurna. ....	54
4.5	Percepción del reconocimiento de los bosques de macroalgas y su valoración en la importancia ambiental. ....	61
<b>5.</b>	<b>DISCUSIÓN</b> .....	<b>74</b>
5.1	Variabilidad de la temperatura, oxígeno disuelto (DO), pH y pCO <sub>2</sub> , considerando las forzantes de variabilidad a escala diurna y del ciclo de surgencia.....	74
5.2	Percepción de las comunidades costeras .....	77
<b>6.</b>	<b>CONCLUSIÓN</b> .....	<b>79</b>
<b>7.</b>	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>80</b>

## Índice de figuras

Figura 1 Diagrama del secuestro de dióxido de carbono en los bosques de macroalgas durante el día y la noche .....	18
Figura 2: Principales mecanismos del secuestro de dióxido de carbono en los bosques de macroalgas. ....	20
Figura 3: Delimitación del área de estudio .....	26
Figura 4: Instalación de sensores en la superficie y en la profundidad.....	29
Figura 5: Correlación no lineal entre pH y $p\text{CO}_2$ del bosque de macroalgas en la superficie, estación verano .....	39
Figura 6: Correlación lineal entre pH y $p\text{CO}_2$ del bosque de macroalgas en la superficie, estación primavera .....	39
Figura 7: Correlación lineal entre pH y $p\text{CO}_2$ del bosque de macroalgas en la profundidad, estación verano .....	39
Figura 8: Correlación lineal entre pH y $p\text{CO}_2$ del bosque de macroalgas en la profundidad, estación primavera .....	39
Figura 9: Registro temporal desde el 01 de marzo hasta el 05 de abril (estación verano). a) velocidad del viento, b) fuerza ejercida por el viento y c) índice de surgencia, junto con el límite 0 (línea roja). ....	41
Figura 10: Registro temporal desde el 08 de octubre hasta el 06 de diciembre (primavera). a) velocidad del viento, b) fuerza ejercida por el viento y c) índice de surgencia, junto con el límite 0 (línea roja). ....	42
Figura 11: Registro temporal del sitio control (línea roja) y bosques de macroalgas (línea azul) en la superficie estación verano. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pH <sub>NBS</sub> , d) $p\text{CO}_2$ (uatm). Se muestran los periodos nocturnos (franjas grises) y periodos diurnos (franjas blancas).....	45
Figura 12: Registro temporal del sitio control (línea roja) y bosques de macroalgas (línea azul) en la profundidad estación verano. Las variables son: a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pH <sub>NBS</sub> , d) $p\text{CO}_2$ (uatm). Se muestran los periodos nocturnos (franjas grises) y periodos diurnos (franjas blancas).....	46
Figura 13: Registro temporal del sitio control (línea roja) y bosques de macroalgas (línea azul) en la superficie estación primavera. Las variables son: a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pH <sub>NBS</sub> , d) $p\text{CO}_2$ (uatm). Se muestran los periodos nocturnos (franjas grises) y periodos diurnos (franjas blancas).....	47

- Figura 14: Registro temporal del sitio control (línea roja) y bosques de macroalgas (línea azul) en la profundidad estación primavera. Las variables son: a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pHNBS, d)  $p\text{CO}_2$  (uatm). Se muestran los periodos nocturnos (franjas grises) y periodos diurnos (franjas blancas).....48
- Figura 15: Significancias entre el sitio control (caja blanca) y bosque de macroalgas(caja gris) en la superficie estación verano. Las variables son: a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pHNBS, d)  $p\text{CO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los valores observados) y la diferencia significativa se indica cuando el valor  $p < 0.05$ ..... 51
- Figura 16: Significancias entre el sitio control (caja blanca) y bosque de macroalgas(caja gris) en la profundidad estación verano. Las variables son: a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pHNBS, d)  $p\text{CO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los valores observados). La diferencia significativa se indica cuando el valor  $p < 0.05$  ..... 51
- Figura 17: Significancias entre el sitio control (caja blanca) y bosque de macroalgas(caja gris) en la superficie estación primavera. Las variables son: a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pHNBS, d)  $p\text{CO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los valores observados) y la diferencia significativa se indica cuando el valor  $p < 0.05$ ..... 51
- Figura 18: Significancias entre el sitio control (caja blanca) y bosque de macroalgas(caja gris) en la profundidad estación primavera. Las variables son: a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pHNBS, d)  $p\text{CO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los valores observados) y la diferencia significativa se indica cuando el valor  $p < 0.05$ ..... 51
- Figura 19: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la superficie estación verano, sitio control. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pH NBS, d)  $p\text{CO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando  $p < 0.05$  ..... 59
- Figura 20: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la superficie estación verano, bosques de macroalgas. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pH NBS, d)  $p\text{CO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando  $p < 0.05$ ..... 59
- Figura 21: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la profundidad estación verano, sitio control. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pH NBS, d)  $p\text{CO}_2$  (uatm). La línea negra

representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando $p < 0.05$ .....	59
Figura 22: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la profundidad estación verano, bosques de macroalgas. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pH NBS, d) $p\text{CO}_2$ (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando $p < 0.05$ .....	59
Figura 23: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la superficie estación primavera, sitio control. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pH NBS, d) $p\text{CO}_2$ (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando $p < 0.05$ .....	60
Figura 24: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la superficie estación primavera, bosques de macroalgas. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pH NBS, d) $p\text{CO}_2$ (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando $p < 0.05$ .....	60
Figura 25: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la profundidad estación primavera, sitio control. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pH NBS, d) $p\text{CO}_2$ (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando $p < 0.05$ .....	60
Figura 26: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la profundidad estación primavera, bosques de macroalgas. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c) pH NBS, d) $p\text{CO}_2$ (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando $p < 0.05$ .....	60
Figura 27: Caracterización de la muestra por género (N= 48). .....	63
Figura 28: Caracterización de la muestra por rango de edad (N= 48). .....	63
Figura 29: Caracterización de la muestra por ocupación (N= 48). .....	64
Figura 30: Frecuencia relativa porcentual sobre el reconocimiento de los bosques de macroalgas (N= 48). .....	64
Figura 31: Frecuencia relativa porcentual sobre el conocimiento de especies que conforman los bosques de macroalgas (N= 48). .....	65

Figura 32: Frecuencia relativa porcentual sobre si han tenido experiencias relacionadas con los bosques de macroalgas (N= 48). .....	65
Figura 33: Frecuencia relativa porcentual sobre la participación en actividades que involucren los bosques de macroalgas (N= 48). .....	66
Figura 34: Frecuencia relativa porcentual de hombres y mujeres que participan en actividades que involucren los bosques de macroalgas (N= 37). .....	66
Figura 35: Frecuencia relativa porcentual de hombres y mujeres que no participan en actividades que involucren los bosques de macroalgas (N= 11). .....	67
Figura 36: Frecuencia relativa porcentual sobre amenazas que afecte a los bosques de macroalgas (N= 48). .....	67
Figura 37: Frecuencia relativa porcentual sobre cambios en volumen de los bosques de macroalgas (N= 48). .....	68
Figura 38: Frecuencia relativa porcentual sobre la valoración de los servicios ecosistémicos en la provisión de la biodiversidad (N= 48). .....	68
Figura 39: Frecuencia relativa porcentual sobre la valoración de los servicios ecosistémicos como refugio para las especies marinas (N= 48). .....	69
Figura 40: Frecuencia relativa porcentual sobre la valoración de los servicios ecosistémicos como protección contra el oleaje (N= 48). .....	69
Figura 41: Frecuencia relativa porcentual sobre la participación de la comunidad en relación con los bosques de macroalgas (N= 48). .....	70
Figura 42: Frecuencia relativa porcentual sobre la participación de la comunidad en relación con los bosques de macroalgas (N= 48). .....	70
Figura 43: Frecuencia relativa porcentual sobre la participación de la comunidad en relación con los bosques de macroalgas (N= 48). .....	71
Figura 44: Frecuencia relativa porcentual sobre la participación de la comunidad en relación con los bosques de macroalgas (N= 48). .....	71
Figura 45: Imágenes de macroalgas capturadas en el interior de los bosques de macroalgas en Caleta Chome .....	72
Figura 46: Imágenes de especies marinas capturadas en el interior de los bosques de macroalgas en Caleta Chome .....	72

## **AGRADECIMIENTOS**

Primero, quiero agradecer a mis padres y hermano porque han sido mi pilar fundamental en este proceso, son quienes han estado detrás de mí, no solo en estos cinco años, sino que, durante toda mi vida, guiándome en cada etapa y entregándome valores. También agradecer a las maravillosas personas que se fueron cruzando durante el camino, mi Nicolás quien ha estado siempre conmigo, escuchándome, alentándome y sobre todo entregándome su contención. Mis amigos y compañeros de Ingeniería Ambiental quienes han formado parte de esta hermosa experiencia. Además, quiero expresar mi gratitud al profesor Cristian Vargas y a todo el equipo del proyecto Packard Foundation, por permitirme entrar en un campo totalmente nuevo y entregarme las herramientas necesarias para desarrollar una buena investigación. Agradezco el financiamiento del Proyecto FONDECYT N°121071 que permitió realizar actividades experimentales y el financiamiento del Instituto Milenio de Socio-Ecología Costera (SECOS), el cual me otorgó una beca de pregrado durante la realización de la investigación.

## RESUMEN

Las emisiones de dióxido de carbono liberadas en la atmósfera son capturadas y almacenadas en los océanos, un proceso que conlleva importantes consecuencias, como el desequilibrio químico de los carbonatos en el agua de mar. Esto ha provocado la acidificación de los océanos, aumentando los niveles de dióxido de carbono y reduciendo el pH del agua. Se ha considerado que las macroalgas son ecosistemas prioritarios para abordar este problema, ya que, mediante la fotosíntesis, eliminan CO<sub>2</sub> del agua de mar y producen oxígeno. Sin embargo, aún se desconoce si la fotosíntesis de las algas es suficiente para contrarrestar la acidificación y proteger el ecosistema local de sus efectos. Para comprender el impacto de las macroalgas en su entorno local en el tiempo (semanas), profundidad y espacio, se implementó un sistema de monitoreo ambiental que integró instrumentos oceanográficos y biogeoquímicos desplegados en un área adyacente a un bosque de macroalgas de Caleta Chome, en la región del Biobío. El estudio se complementó con un análisis de la percepción que tiene la comunidad local respecto de los servicios que provee y las amenazas potenciales a estos bosques de macroalgas. Se caracterizaron los patrones de temperatura, oxígeno disuelto, pH y dióxido de carbono a lo largo de días relacionados con el movimiento de aguas profundas, frías, ácidas y pobres de oxígeno hacia el entorno poco profundo de las algas. En la superficie, se observó un pH más alto fuera del bosque de algas, lo que sugiere que el dosel no contribuye significativamente a la captura de dióxido de carbono y, en cambio, podría actuar como una fuente de dióxido de carbono. En cambio, se notó un patrón diferente en aguas profundas, donde el pH fue mayor dentro de este sistema. Por lo tanto, la capacidad de las algas para reducir el estrés causado por la acidificación podría ser más pronunciado en la profundidad y/o requiere de estudios más extensos. Desde el punto de vista de la valoración de este bosque por parte de las comunidades locales, es importante destacar que la comunidad de Caleta Chome reconoce y valora los bosques de macroalgas por su importancia en el ambiente marino. Sin embargo, queda un asunto pendiente en fomentar el trabajo colaborativo entre las diferentes entes institucionales, locales y científicas.

## 1. INTRODUCCIÓN

El ciclo del carbono en los océanos del mundo revela una red de procesos que desempeñan un papel importante en el secuestro y la regulación del dióxido de carbono atmosférico. La interacción entre el océano y el ciclo del carbono es importante porque parte del carbono se libera a la atmósfera y luego se captura, almacena y transporta a los océanos. El resultado de todo esto es la combinación de factores biológicos, físicos y químicos (IPCC, 2019). Simultáneamente, el aumento en la capacidad de los océanos para absorber dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) se ha elevado a medida que los niveles atmosféricos aumentan (Sabine et al., 2004). Sin embargo, este proceso también tiene consecuencias importantes, como cambiar el equilibrio químico de los carbonatos en el agua de mar, lo que lleva a la acidificación de los océanos y también afecta el aumento de la temperatura de la superficie del mar (Doney et al., 2009; Dickson, 2010; Sarmiento y Gruber, 2002; Nellemann et al., 2009; Levito et al., 2000; IPCC, 2007). Los bosques de manglares, las praderas marinas y las marismas son ecosistemas costeros conocidos por almacenar y secuestrar carbono orgánico en ambientes marinos (Duarte et al., 2013; Macreadie et al., 2021). No obstante, evidencia reciente sugiere que se podría considerar un cuarto tipo de ecosistema: las macroalgas. Los sistemas vegetales costeros más extensos y productivos (Duarte et al., 2022; Pessarrodona et al., 2022), también puede contribuir significativamente al secuestro de carbono (Krause-Jensen y Duarte, 2016; Filbee-Dexter y Wernberg, 2020). Sin embargo, no es un sistema oficialmente reconocido porque existen vacíos en el conocimiento científico, como el nivel de asimilación de carbono y el destino de exportación de las macroalgas (Pessarrodona et al., 2018). Esta visión ha sido cuestionada recientemente (Hill et al., 2015; Trevathan Tackett et al., 2015). En consecuencia, se ha avanzado en proporcionar evidencia empírica y marcos conceptuales para comprender mejor la contribución de las macroalgas al secuestro de carbono (Dolliver y Connor, 2022; Hurd et al., 2022).

## HIPÓTESIS

Para evaluar la capacidad de un ecosistema para actuar como posible sumidero de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), es importante comprender la variabilidad del  $\text{CO}_2$  que se debe almacenar. Aunque durante años se ha sospechado del potencial de los bosques de macroalgas como sumideros de carbono, existe una falta significativa de información sobre la dinámica de la presión parcial de dióxido de carbono ( $p\text{CO}_2$ ) desde el dosel o frondas superficiales hasta los discos basales en aguas profundas. En base a lo anteriormente planteado se sugiere la siguiente hipótesis de trabajo:

H<sub>1</sub>: La presión parcial de dióxido de carbono ( $p\text{CO}_2$ ) dentro y fuera de los bosques de macroalgas es diferente en la superficie (frondas) y en la profundidad (discos basales).

H<sub>2</sub>: Existen diferencias en verano y primavera en la potencial captura de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) dentro los bosques de macroalgas, como se refleja en el monitoreo de la presión parcial del dióxido de carbono ( $p\text{CO}_2$ ).

H<sub>3</sub>: En la comunidad local, se identifica el reconocimiento de las macroalgas y una alta valoración de su importancia ambiental (e.g. incremento biodiversidad).

## **OBJETIVO GENERAL**

Evaluar la capacidad del secuestro de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y analizar la percepción de la comunidad local respecto a los bosques de macroalgas para comprender su importancia en la mitigación del cambio global.

## **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- a) Implementar un sistema de monitoreo del oxígeno ( $\text{O}_2$ ), pH y presión parcial del dióxido de carbono ( $p\text{CO}_2$ ) para evaluar el efecto de los bosques de macroalgas.
- b) Analizar la dinámica espacial del oxígeno ( $\text{O}_2$ ), pH y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) entre los bosques de macroalgas y el sitio control.
- c) Analizar las forzantes a escala temporal del ciclo de surgencia (días).
- d) Analizar la percepción que la comunidad local tiene respecto a los bosques de macroalgas.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 Ecosistemas costeros con potencial captura de dióxido de carbono

Los ecosistemas costeros como manglares, marismas y los lechos de pastos marinos no solo brindan una variedad de beneficios y servicios ecosistémicos (Fourqurean et al., 2019). Sino también, capturan y almacenan grandes cantidades de dióxido de carbono, lo que contribuye significativamente a la mitigación del cambio climático (Duarte et al., 2005; Bouillon et al., 2008; Lo lacono et al., 2008; Duarte et al., 2010; Kennedy et al., 2010; Donato et al., 2011; Mcleod et al., 2011; Fourqurean et al., 2012a; Pendleton et al., 2012; Chmura, 2013; Lavery et al 2013). Los hábitats de plantas marinas son responsables de alrededor del 50% del almacenamiento de carbono orgánico en los sedimentos marinos, a pesar de que solo representan el 0,2% de la superficie del océano (Duarte et al., 2013; Duarte et al., 2005a). La alta productividad primaria, la capacidad de almacenar carbono y nutrientes en sedimentos anóxicos contribuyen a su eficiencia (Mateo et al., 2006; Lavery et al., 2013).

Un aspecto fundamental de estos entornos es que sus sedimentos permanecen saturados de agua, creando un ambiente anaeróbico con niveles bajos de oxígeno (IPCC, 2014). Esta condición limita la remineralización del carbono orgánico, lo que favorece su acumulación continua durante siglos (Chmura et al., 2003; Windham-Myers et al., 2019) e incluso milenios en los casos de las especies vegetales más persistentes (Duarte et al., 2005; Lo lacono et al., 2008). En contraste, los hábitats terrestres enfrentan limitaciones en el almacenamiento de carbono, debido al exceso de oxígeno presente en sus suelos. Esto permite la oxidación microbiana aeróbica del carbono, lo que conduce a la liberación del CO<sub>2</sub> (Schlesinger & Lichter 2001). Estas características hacen que los hábitats costeros funcionan como sumideros más eficientes que la mayoría de los bosques terrestres (Nellemann et al., 2009; McLeod, 2011).

El carbono presente en estos sistemas se clasifica en dos categorías principales: autóctono y alóctono (Middelburg et al., 1997; Kennedy et al., 2010). El autóctono se origina y se almacena en el mismo lugar a través de la fotosíntesis, contribuyendo al crecimiento de la biomasa vegetal. Luego, se descompone lentamente en condiciones anaeróbicas, lo que a su vez permite almacenar el carbono en los sedimentos (Middelburg et al., 1997; Kennedy et al., 2010). En cambio, el carbono alóctono proviene de hábitats cercanos, ya sean terrestres o marinos, (Drexler et al., 2020; Gacia & Duarte, 2001). La proporción de carbono generado internamente en el ecosistema, en comparación con el que se obtiene de fuentes externas, varía significativamente entre estos sistemas. Por ejemplo, en las praderas de pastos marinos, aproximadamente el 50% del carbono acumulado en el suelo proviene de fuentes alóctonas (Keenedy et al., 2010), lo que indica una fuerte influencia de los ecosistemas circundantes. En contraste, la mayor parte del carbono en manglares y marismas se origina de la producción autóctona por parte de las plantas (Middleton & McKee., 2001).

## **2.2 Características de ecosistemas costeros con potencial captura de dióxido de carbono**

Las marismas mareales, se ubican principalmente en las zonas intermareales, donde se benefician de la estrecha relación entre los ecotonos de tierra y las aguas oceánicas (Adam, 2016), son uno de los hábitats costeros más abundantes en todo el mundo (Gedan et al., 2009), están mayormente compuestas por pequeños matorrales y plantas herbáceas con flores adaptadas para resistir inundaciones periódicas o eventuales generadas por las mareas (McOwen et al., 2017). Dentro de estas, es común observar patrones de zonación relacionados con los niveles de inundación y salinidad, lo que influye en las diferencias del almacenamiento de carbono (McOwen et al., 2017). Cubren un área total de 55.000 km<sup>2</sup>, lo que representa tan solo el 14% de su potencial superficie a nivel mundial (Macreadie et al., 2019; McOwen et al., 2017). Sin embargo, cumplen un rol primordial como sumideros de nutrientes al reducir la entrada de nitrógeno en los estuarios, esto

disminuye el riesgo de floraciones de algas tóxicas y la formación de zonas marinas muertas (Chmura, 2013). También crean hábitats para aves, peces y especies de interés comercial, lo que, a su vez, sustenta la pesca costera (Baker et al., 2020).

Los manglares abarcan un grupo taxonómico diverso de aproximadamente 70 especies de árboles, arbustos y helechos. Crecen en suelos anóxicos y salinos, principalmente a lo largo de las costas tropicales protegidas (Ellison et al., 2020), con temperaturas del agua en invierno que superan los 20 °C (Alongi, 2009). La superficie global de manglares se estima en un rango de 81.500 a 152.400 km<sup>2</sup> (Spalding et al., 2010; Hamilton y Casey, 2016). Estos ecosistemas dan protección costera al reducir la altura de las olas durante tormentas (Van Wesenbeeck et al., 2019). Asimismo, contribuyen a la prevención de inundaciones al acumular sedimentos a medida que el nivel del mar aumenta (Lovelock et al., 2015). También actúan como hábitat para una amplia variedad de aves y especies amenazadas, (Sills et al., 2020).

Los lechos de pastos marinos son un grupo de aproximadamente 60 especies de plantas con flores, se ubican en aguas poco profundas, ya que la presencia de la luz solar es esencial para su desarrollo (Duarte et al., 2013; Hemminga y Duarte, 2000; Jackson et al. 2015; Fourqurean et al. 2012). Se distribuyen a lo largo de las costas de todos los continentes, con la excepción de la Antártida (Duarte, 2002). Cubren un área que varía entre 0.3 a 1.6 millones de km<sup>2</sup> (PNUMA, 2020; Jayathilake y Costello, 2018). Las praderas marinas desempeñan diversas funciones esenciales en los ecosistemas acuáticos. En primer lugar, mejoran la calidad del agua al filtrar, reciclar, almacenar nutrientes y contaminantes, lo que conlleva la protección de los corales y especies marinas (Lamb et al., 2017). En segundo lugar, funcionan como una barrera natural que protege las costas de inundaciones y erosión (Duarte et al., 2013; Ondiviela et al., 2014). Por último, contribuyen a combatir la acidificación de los océanos al aumentar el pH del agua a través de la fotosíntesis (Ricart et al., 2021).

**Tabla 1:** Almacenamiento de megagramos de carbono por hectárea ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ ), tasa del flujo de carbono por año ( $\text{g Cm}^2 \text{ año}^{-1}$ ) y acumulación de carbono a nivel mundial (Tg C) para los ecosistemas de marismas, manglares y pastos marinos.

Ecosistema	$\text{Mg C ha}^{-1}$	$\text{g Cm}^2 \text{ año}^{-1}$	Tg C
Marismas	250	210	860 – 1350
Manglares	280	139	Biomasa 1750 a 3900 Suelo 2600 a 6400
Pastos Marinos	140	83	Suelo 3760 a 21000

**Fuente:** (Bridgham et al., 2006; Chmura et al., 2003; Laffoley y Grimsditch, 2009; Macreadie et al. 2021; (Donato et al., 2011; Donato et al., 2012; Kauffman et al., 2011; Simard et al., 2019; Atwood et al., 2017; Sanderman et al., 2018; Macreadie et al., 2021)

### 2.3 Bosques de macroalgas y su potencial en la captura de dióxido de carbono

Las macroalgas, comúnmente conocidas como algas, se dividen en tres categorías principales según su pigmentación: rojas (Rhodophyta), verdes (Chlorophyta) y pardas (Phaeophyta) (Chan et al., 2006). Las algas pardas son notables por su capacidad para crecer a grandes alturas, formando lo que se conoce como bosques de macroalgas (Wernberg et al., 2019). Estos bosques albergan diversas especies en el dosel, que varían según su altura (Steneck et al., 2002). Por ejemplo, las algas de dosel flotante, como *Macrocystis*, pueden alcanzar hasta 45 metros de longitud. Por otro lado, existen algas de dosel más pequeñas, como *Ecklonia* y *Nereocystis*, que no superan los 10 metros en altura y otras que solo alcanzan los 5 metros, como *Laminaria* y *Ecklonia radiata* (Edworthy et al., 2023). Son considerados los hábitats más extensos y productivos entre todos los ecosistemas vegetados en las costas (Duarte, 2017; Duarte & Cebrián, 1996; Smith, 1981). Se extienden en un 25% de las costas del planeta, cubriendo un área de 6 millones de  $\text{km}^2$  (Duarte et al., 2022).

Según estimaciones recientes, capturan anualmente 61 y 268 Tg C a nivel mundial, principalmente a través de su exportación y el almacenamiento de carbono en las profundidades marinas (Krause-Jensen & Duarte, 2016). Además, se calcula que la PPN global extrae aproximadamente 1,33 Pg C año<sup>-1</sup> de la columna de agua, y por sí mismo fijan 0,95 Pg C año<sup>-1</sup> (Duarte et al., 2022). La producción de macroalgas es más prominente en el dosel superior, donde se encuentran concentraciones más elevadas de láminas (Gerard et al. 1984). Aunque, varía según factores como la disponibilidad de luz, nutrientes, condiciones hidrodinámicas, y la herbivoría (Carpenter et al., 1991; Castorani et al., 2021). Estos ecosistemas son ricos en minerales, vitaminas, polisacáridos, aminoácidos, proteínas y ácidos grasos, lo que los convierte en una fuente valiosa de nutrientes (Leandro et al., 2020). Asimismo, proporcionan muchos servicios ecosistémicos para la vida marina y la salud de los océanos. En primer lugar, actúan como fuentes de alimentos, zonas de reproducción y de desove para diversas especies (Teagle et al, 2017; Ruz et al. 2021). Es decir, contribuyen al incremento de la biodiversidad en las comunidades marinas, influyendo en la abundancia de peces y el establecimiento de diversos invertebrados (Perez-Matus & Shima, 2010; Ware et al. 2019). Por otro lado, desempeñan un papel crucial en la protección costera, ya que reducen localmente la velocidad de las corrientes, ayudando a prevenir la erosión de las costas y aumentando la retención de materia orgánica en el entorno marino (Estes & Palmisano, 1974; Løvås & Tørum, 2001). Por último, su intensa actividad fotosintética y su capacidad para atenuar la radiación solar los convierten en refugios esenciales para la biota marina vulnerable, protegiéndola de la radiación UV y la acidificación del océano (Krause-Jensen et al., 2016; Wahl et al., 2018).

Los bosques de macroalgas se han propuesto como Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN) para mitigar los efectos del cambio climático y la acidificación de los océanos (Nielsen et al. 2018). Esto se debe a su capacidad para influir significativamente en la química de los carbonatos en el agua de mar en diversas escalas espaciales y temporales a través de procesos autotróficos, calcificación y

respiración (Middelboe & Hansen, 2007; Wahl et al., 2018; McNicholl et al., 2019; Krause-Jensen & Duarte, 2016). En otras palabras, si estos ecosistemas pueden capturar dióxido de carbono a un ritmo más rápido de lo que se emite en su entorno, daría como resultado una disminución de la presión parcial de  $\text{CO}_2$  ( $\text{pCO}_2$ ). Como consecuencia, se incrementarían los niveles de pH y oxígeno en el agua (Kapsenberg & Cyronak, 2019), lo que podría desempeñar un rol crucial como refugios frente a la acidificación oceánica (Noisette & Hurd, 2018), proporcionando alivio a los organismos marinos de forma periódica o sostenida (Kapsenberg & Cyronak, 2019).

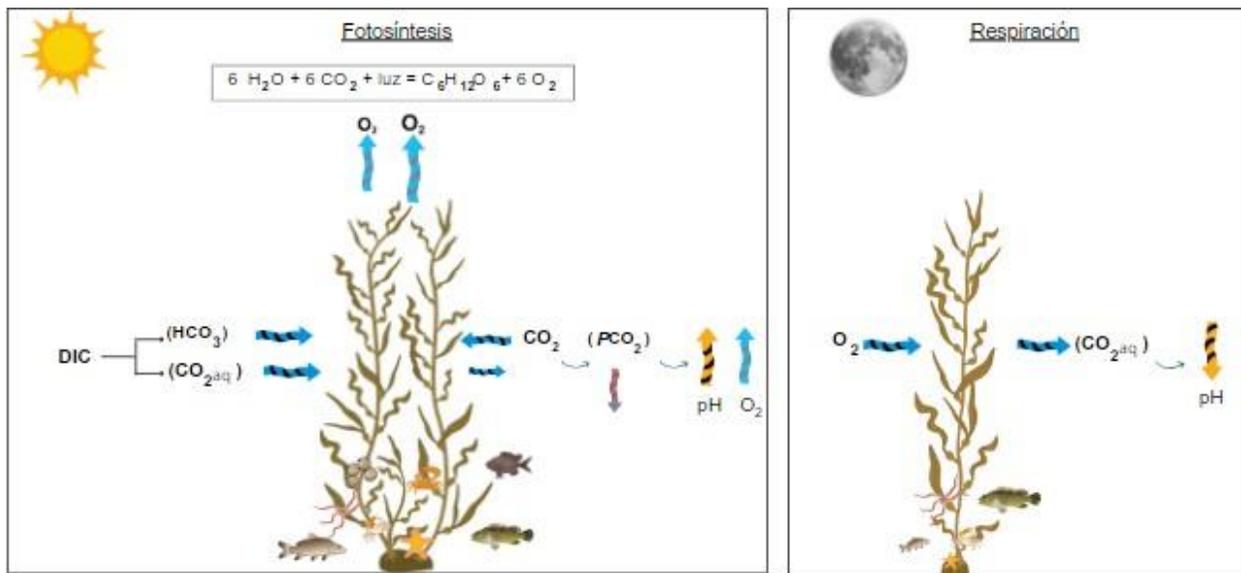


Figura 1 Diagrama del secuestro de dióxido de carbono en los bosques de macroalgas durante el día y la noche.

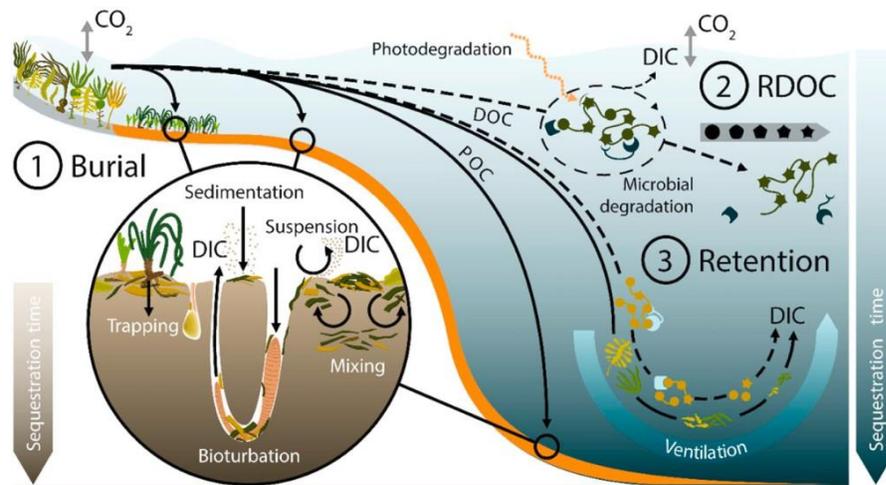
**Fuente:** Elaboración propia a partir de Kapsenberg & Cyronak, 2019.

## **2.4 Mecanismos de captura del dióxido de carbono en bosques de macroalgas**

Las macroalgas pueden contribuir al secuestro de carbono a través de tres mecanismos. El principal es a través del enterramiento de carbono orgánico particulado (POC) en sedimentos marinos, donde el carbono puede evitar la oxidación y persistir durante miles de años si no se disuelve (Pessarrodona et al., 2023). Este mecanismo se produce de forma alóctona, es decir, solo después de que el carbono haya sido transportado a entornos sedimentarios (Pessarrodona et al., 2023). La cantidad de POC de macroalgas que llega a los sedimentos puede enterrarse dependiendo de su tasa de degradación, que involucra la fragmentación física por corrientes, el consumo biológico y la descomposición por una variedad de organismos. Durante la descomposición, el carbono orgánico particulado detrítico se transforma en carbono orgánico e inorgánico (Higgins y Mackey, 1987; Zhang y Wang, 2017), el cual está influenciado por factores como la composición bioquímica de los detritus (Smith & Foreman, 1984), y las condiciones ambientales (por ejemplo, temperatura, oxígeno, luz), dado que son importantes impulsores de la descomposición de las macroalgas (Pedersen et al., 2021; Filbee-Dexter et al., 2022a; Wright, Pessarrodona & Foggo, 2022). Los herbívoros también consumen detritus de macroalgas, interactuando con el proceso de degradación (Bedford & Moore, 1984).

El segundo mecanismo involucra la liberación de carbono orgánico disuelto refractario (RDOC), que constituye la fracción del DOC no disponible para el procesamiento biológico o resistente a la degradación. Las macroalgas son una fuente importante de carbono orgánico disuelto en aguas costeras (Wada et al., 2008; Wada & Hama, 2013; Watanabe et al., 2020), y gran parte de él se desplaza hacia mar abierto (Bauer & Druffel, 1998; Barron & Duarte, 2015). Se ha observado que la mayoría del DOC liberado por las macroalgas experimenta fotodegradación (Shank et al., 2010; Wada et al., 2015), culminando eventualmente en la remineralización a dióxido de carbono. No obstante, solo una fracción reducida

puede persistir o transformarse en RDOC, sometiéndose a una descomposición lenta durante años o siglos y que contribuye al almacenamiento y secuestro de carbono orgánico marino a largo plazo (Hansell, Carlson y Schlitzer, 2012; Walker et al., 2016; Hansell, 2013; Baltar et al., 2021). El tercer mecanismo implica la exportación de materia orgánica disuelta (DOC) y particulada (POC) hacia zonas de aguas profundas. Las macroalgas desempeñan un papel importante en este proceso, emergiendo como una vía principal de contribución al secuestro de carbono (Krause-Jensen & Duarte, 2016). La eficacia de este proceso varía según la profundidad y su ubicación geográfica, ya que los tiempos que tardan las masas de agua en ventilar a la atmósfera varía espacialmente (Siegel et al., 2021, 2023; Baker et al., 2022).



*Figura 2:* Principales mecanismos del secuestro de dióxido de carbono en los bosques de macroalgas.

**Fuente:** Pessarrodona et al., 2023.

## **2.5 Estado de arte en relación con el estudio del potencial de bosques de macroalgas como sumideros de dióxido de carbono**

A pesar de que las evaluaciones iniciales del dióxido de carbono pasaron por alto la contribución de las macroalgas (Nellemann et al., 2019; Duarte et al., 2013), se reconoce su potencial como sumidero natural de CO<sub>2</sub> en el ciclo global del carbono hace más de 40 años (Smith, 1981; Ito et al., 2009; Chung et al., 2011). En 2006, se financió el primer proyecto piloto para reducir el CO<sub>2</sub> mediante la reforestación de macroalgas (Chung et al. 2013). Posteriormente, se ha destacado su capacidad para contribuir significativamente al almacenamiento de carbono en sedimentos, tanto en áreas con vegetación como en áreas sin ella, especialmente a profundidades menores (Krause-Jensen y Duarte, 2016; Queiros et al., 2019). Además, las macroalgas influyen de manera significativa en el aumento del pH en diversos entornos marinos, incluyendo charcas rocosas (Björk et al., 2004), lagunas (Menéndez et al., 2001), bahías (Buapet et al., 2013) y el Báltico occidental, donde se han evidenciado fluctuaciones diurnas de hasta 0.3 unidades del pH debido a la actividad fotosintética. Estos cambios en el pH han permitido a los mejillones (*Mytilus edulis*) mantener la calcificación, incluso en condiciones de acidificación oceánica (Wahl et al. 2018). Por otro lado, se compararon las condiciones de pH en macroalgas mixtas y praderas marinas, con áreas desprovistas de vegetación. Los resultados mostraron mayores concentraciones de pH y carbono inorgánico disuelto (DIC) en comparación con el agua de mar fuera de la bahía, (Buapet et al., 2013). También, se ha demostrado que las fluctuaciones de pH son más altas en el dosel dentro de las macroalgas que en su exterior, lo que reduce el estrés por acidificación en los invertebrados marinos que habitan en esta capa superficial (Hirsh et al. 2020). La especie de *Macrocystis Pyrifera* también ha registrado fluctuaciones de 0,9 unidades (7,96 - 8,86) (Cornwall et al., 2013), lo que sugiere que este proceso puede amortiguar estos sistemas de los efectos de la acidificación del océano (Cornualles et al, 2013; Russell & Connell, 2012; Duarte et al., 2013). En ciertos casos, la variabilidad diurna del pH puede alcanzar hasta 1,2-1,5 unidades, dependiendo de

la densidad de crecimiento de las macroalgas y los niveles de productividad resultante (Krause-Jensen et al., 2015; Wahl et al., 2015). Esta variación también puede verse influenciada por factores físicos, como los procesos de las mareas o el intercambio de agua marina. En general, las zonas poco profundas con menos mezcla y mayores tiempos de retención del agua suelen experimentar una alta variabilidad diurna del pH (Middelboe y Hansen, 2007; Hurd, 2015). No obstante, persisten lagunas de conocimiento en relación con otros Gases de Efecto Invernadero (GEI). Por ejemplo, se ha observado que las macroalgas aumentan la producción sedimentaria de óxido nitroso (Wong et al., 2021), lo que podría contrarrestar la captura de dióxido de carbono. Adicionalmente, la emisión de halocarbonos como el bromoformo también puede contribuir a las emisiones de GEI en la atmósfera (Goodwin, North y Lidstrom, 1997; Leedham et al., 2013), aunque las tasas de liberación son muy variables entre especies y su importancia global requiere más investigación (Leedham et al., 2013). En consecuencia, la mayoría de los estudios realizados hasta la fecha han descubierto que los bosques de macroalgas son fuertes sumideros netos de CO<sub>2</sub> (Delille et al., 2000; Ikawa & Oechel, 2015; Watanabe et al., 2020).

## **2.6 Desafío para Chile, en términos de la evaluación y protección de bosques de macroalgas como sumideros de dióxido de carbono**

En Chile, los bosques de macroalgas se extienden desde Arica hasta el Cabo de Hornos, abarcando desde la zona intermareal hasta profundidades de 20-50 metros de profundidad. Este ecosistema enfrenta importantes y crecientes amenazas principalmente para el consumo humano (Ferdouse et al., 2018), siendo Chile el mayor productor con 0,01 Tg C año<sup>-1</sup> (Vega et al., 2021). La cantidad total de algas cosechadas ilegalmente confiscadas cada año en Chile representa el 0,2% de la cosecha legal, aunque se desconoce la cantidad real extraída (SERNAPESCA, 2022), siendo el huiro negro (*Lessonia spicata*) la especie más destacadas en términos de volumen, seguida por el Pelillo (*Agarophyton chilense*), el Huiro Palo (*Lessonia trabeculata*) y la Luga negra (*Sarcothalia crispata*).

Actualmente, los esfuerzos de conservación marina no se centran en estos ecosistemas. En las áreas donde se distribuyen, cuentan con una protección de menos del 2%, siendo los bosques de macroalgas solo una pequeña fracción. Chile enfrenta desafíos en la gestión de sus recursos marinos, ya que carece de información sobre densidad, biomasa, cobertura y un inventario de bosques de algas por especie. En consecuencia, se desconocen las tasas de producción primaria para estimar almacenamiento de carbono. Por otro lado, se necesita una mayor inversión en investigación y desarrollo (I+D) asociadas a metodologías de sensoramiento remoto para una correcta evaluación de la superficie de estos ecosistemas. Por último, existe un déficit en relación con la gobernanza, ya que la Ley General de Pesca y Acuicultura sólo considera al alga como un recurso, y no como un bien de conservación, ignorando su rol frente a la adaptación y mitigación al cambio climático. Es relevante contar con una legislación que destaque el potencial de los océanos para que sean considerados como Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN), incluyendo una visión interdisciplinaria entre instituciones gubernamentales, gobiernos y comunidades locales para valorar sus aportes (Farias et al., 2019; Rehbein et al., 2020). Para esto es necesario implementar áreas marinas protegidas donde los bosques de macroalgas sean considerados como Objetos de Conservación (OdC) prioritarios, por sus cualidades ecosistémicas.

### **2.7 Percepción considerando las dimensiones de reconocimiento, valoración y participación de la comunidad respecto a los bosques de macroalgas.**

La percepción social, inicialmente utilizada para comprender cómo los factores sociales y culturales moldean nuestra visión del mundo, se ha ampliado para incluir aspectos como la interpretación del entorno físico y social, así como la formación de impresiones sobre otros individuos (Carmen, 2006). La percepción está influenciada por la naturaleza de los estímulos, por los estados y disposiciones personales, lo que la convierte en un proceso de selección, decisión, procesamiento e incluso formulación de hipótesis (Higgins 1987). En este contexto, existen dos

enfoques tradiciones de la "percepción social" a) la influencia de los factores sociales y culturales en la percepción y cognición, y b) la percepción de las personas, el conocimiento de los otros, la formación de impresión y los procesos de atribución (Salazar, 1986). En resumen, se puede decir que la percepción social se entiende como un proceso selectivo, dinámico y funcional, en el cual percibir implica formular hipótesis y tomar decisiones (Morales & Clbs, 1999). De esta manera, aquellas actúan como lentes que moldean nuestra realidad, influenciadas por el conocimientos y actitudes que adquirimos a través de la interacción con nuestro entorno (Yu et al., 2013). La relevancia de estas percepciones radica en que la aceptación y reconocimiento social de un problema determinan su importancia en la agenda pública, es decir, si un problema no es percibido ni asumido socialmente, tiende a volverse irrelevante, ya que las comunidades no le asignan prioridad de atención (Viguera et al., 2019; Moyano et al., 2015). Así, la percepción social del cambio climático, por ejemplo, está ganando atención, ya que el conocimiento y las opiniones de las comunidades pueden complementar la investigación científica y contribuir al diseño de estrategias de mitigación y adaptación (Ventura et al., 2020; Hancen, 2012). Estas percepciones se ven influenciadas por una compleja interacción de significados individuales y dinámicas socioeconómicas, culturales, educativas y gubernamentales en las que se ven inmersos los individuos (Schneiderbauer et al., 2021; Forero et al., 2014), proporcionando información valiosa sobre cómo las sociedades interpretan y se adaptan a los cambios socioecológicos (Viguera et al., 2019; Forero et al., 2014). En este contexto, el análisis de las percepciones relacionadas con las macroalgas en una región específica revela cómo la comunidad local las percibe, interpreta y aborda en su entorno (Crus & Páramo, 2020; Lambrechts & Ceulemans, 2013). En el marco de esta investigación, se exploraron tres aspectos principales de estas percepciones: el reconocimiento, la valoración y la participación. El reconocimiento se entiende como la capacidad de la comunidad para identificar las macroalgas, abarcando la conciencia de su existencia y características distintivas en el entorno marino. La valoración implica la evaluación de los servicios ecosistémicos que proporcionan las

macroalgas. Por último, la participación se refiere a cómo la comunidad local se involucra activamente en diversos aspectos relacionados a los bosques de macroalgas.

### **3. METODOLOGÍA**

#### **3.1 Área de estudio**

El área de estudio abarca un extenso bosque de macroalgas pardas, conocidas como “huiró flotador” (*Macrocystis pyrifera*), ubicado en la zona de Caleta Chome (**Figura 2**). La caleta está geográficamente situada en el extremo sur de la península de Hualpén ( $36^{\circ}46'24''$  S y  $73^{\circ}12'37''$  O) y se caracteriza por ser una zona rocosa protegida, donde se desarrollan actividades como pesca artesanal, buceo deportivo y extracción de mariscos (Badilla et al. 2009). La zona de muestreo se encuentra cercana al Golfo de Arauco, influenciada por vientos predominantes del norte en invierno y del sur-suroeste en primavera y verano, que inducen frecuentes eventos de surgencia costera (Arcos et al., 1987; Peterson et al., 1988; Sobarzo et al., 1993). Debido a esta dinámica, la Caleta Chome destaca por su significancia en productividad y biodiversidad (Garreaud et al., 2016; Gutierrez et al., 2012).

La población residente en este lugar es de aproximadamente 120 habitantes (Subtel, 2017) y en su mayoría se dedican a la pesca artesanal y al turismo. Actualmente, en Chome existe un Área de Manejo de Recursos Bentónicos (AMERB), administrada por la asociación gremial de pescadores artesanales, buzos, mariscadores y algueros. Este sistema otorga derechos exclusivos de explotación mediante un plan de manejo enfocado en la conservación y el uso sostenible de los recursos bentónicos en áreas específicas. Los principales recursos extraídos en la zona incluyen merluza común, congrio negro, congrio colorado, rollizo, robalo, cabrilla, piure, lapas, picoroco y luga corta. No obstante, existe una escasez de recursos bentónicos y demersales lo que ha llevado a generar nuevos ingresos a través de la recolección de algas. En la zona submareal, se encuentran

especies como huiro palo (*Lessonia trabeculata*) y huiro flotador (*Macrocystis pyrifera*), mientras que, en la zona intermareal, se encuentran huiro negro (*Lessonia spicata*), cochayuyo (*Durvillaea incurvata*) y (*scytosiphon lomentaria*). La temperatura media anual es de 13°C, con los meses más secos comprendidos entre diciembre y marzo. Por otro lado, los meses de lluvia abarcan desde mayo hasta agosto, con una temperatura promedio de aproximadamente 10°C y una precipitación media de 1050 mm.

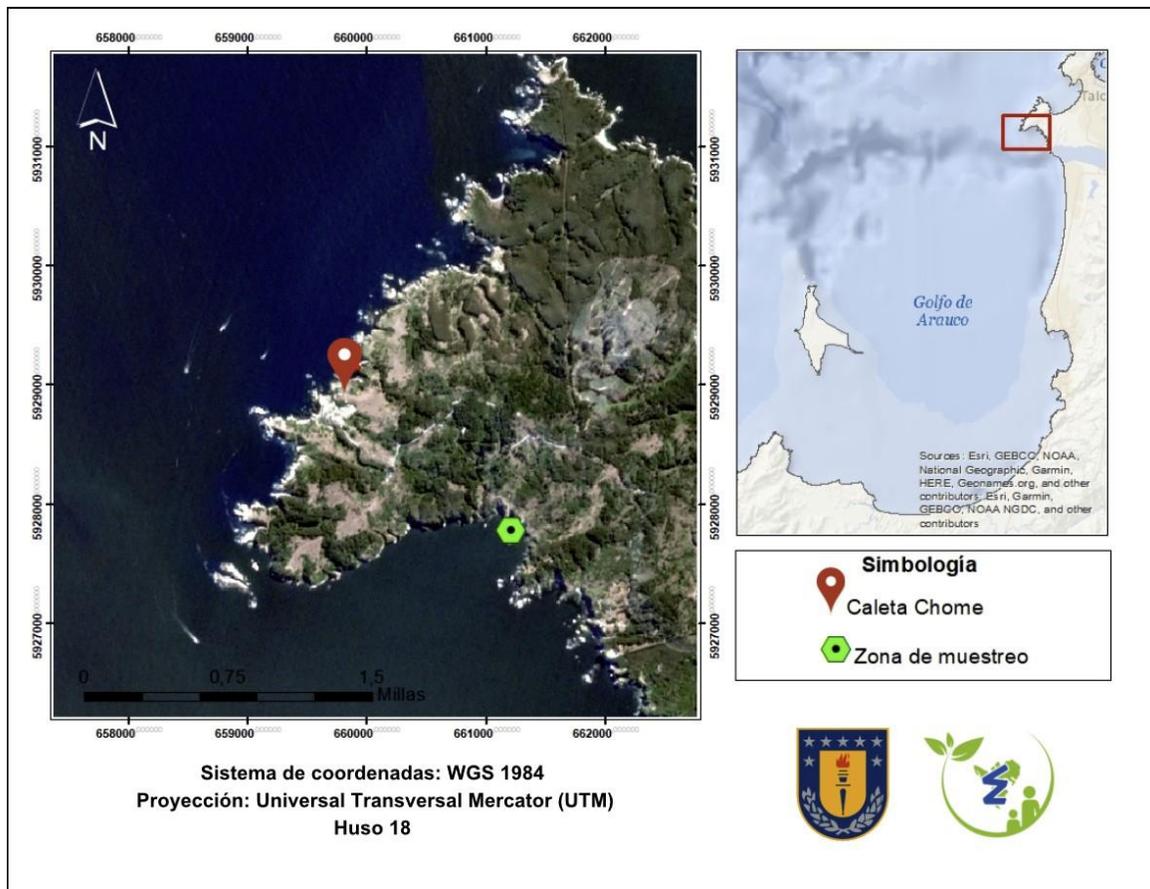


Figura 3: Delimitación del área de estudio.

Fuente: Elaboración propia con software ArcGis

### **3.2 Registro de variabilidad de temperatura, pH, oxígeno disuelto y presión parcial del dióxido de carbono**

El estudio contempla la implementación de sensores oceanográficos y biogeoquímicos para realizar un monitoreo detallado de las condiciones en el ambiente marino. Para registrar los cambios en la temperatura y el pH del agua de mar, se utilizaron loggers HOBO MX 2501. Estos dispositivos pueden monitorear el pH con precisión de hasta 0.1 unidades, lo que es fundamental por la alta variabilidad de las zonas costeras. Es importante destacar que los valores de pH se expresan en la escala NBS (National Bureau of Standards). En cuanto a las mediciones de la presión parcial del dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), se empleó un mini- $\text{CO}_2$  Pro-Oceanus. Este instrumento utiliza la detección infrarroja para medir la presión parcial del gas  $\text{CO}_2$  disuelto en líquido. Su rango de medición abarca desde 0 hasta 1000 pmm. Además, puede medir la presión total del gas disuelto (TDGP), valioso para corregir datos y aplicaciones. El mini- $\text{CO}_2$  Pro-Oceanus sobresale por su capacidad para registrar la presión parcial del dióxido de carbono ( $p\text{CO}_2$ ) en el agua de mar con gran rapidez, equilibrando las mediciones a las condiciones externas en tan solo 3 minutos, lo que resulta especialmente útil en entornos marinos con alta variabilidad temporal y ofrece una precisión del 2% en sus mediciones, lo que garantiza la confiabilidad de los datos obtenidos. Es importante destacar que los valores de  $p\text{CO}_2$  se transformaron de unidades de “partes por millón” (ppm), para ser expresados en uatm. En lo que respecta a la variabilidad del oxígeno disuelto en el agua de mar, se utilizaron loggers MiniDO2T de Precisión Measurement Engineering (PME). Estos dispositivos cuentan con una precisión de +/-5% en la medición de oxígeno disuelto en un rango que abarca desde 0 hasta 150% de saturación, con una precisión de +/- 10 umoles / L. Además, incluye un sensor de temperatura con una precisión de +/-0.1 °C en un rango desde 0 a 35°. Una característica destacada de estos loggers es su autonomía, ya que almacenan internamente todas las mediciones, lo que garantiza la integridad de los datos, lo cual se pueden descargar de manera sencilla a través de un cable USB mini DOT. La combinación de estos avanzados sensores proporcionó la versatilidad y la precisión necesaria para llevar a cabo un monitoreo exhaustivo de las condiciones

marinas tanto en el sitio de bosques de macroalgas como en el sitio control.

### **3.3 Despliegue de los instrumentos**

Se llevaron a cabo la instalación de equipos en dos puntos de amarre ubicados en las coordenadas  $-36^{\circ} 46'29.28''$  S y  $73^{\circ}9'28.44''$  O, utilizando buceo SCUBA. Uno de estos puntos se encontraba en el interior de los bosques de macroalgas, mientras que el otro se designó como el sitio de control en el exterior. El diseño del proyecto contempló la instalación de dos conjuntos de sensores. El primer conjunto constaba de miniDOTs, HOBO MX2501 de pH y un mini-CO<sub>2</sub> (Pro-Oceanus) todos ellos ubicados dentro del bosque de macroalgas. El segundo conjunto incluía solamente miniDOTs, y HOBO MX2501, ubicados en el sitio de control. Para abordar la limitación de la falta de sensores de  $p\text{CO}_2$  en el segundo conjunto, se realizaron estimaciones de  $p\text{CO}_2$  basadas en las mediciones de pH en este sitio, dado que existe una alta correlación la zona costera entre el pH y el  $p\text{CO}_2$  ( $R^2 > 0.95$ ). Los dispositivos de monitoreo se desplegaron desde el 8 de marzo hasta el 22 de marzo del 2023. El primer conjunto de sensores en el bosque de macroalgas se situó a 6 metros de profundidad, y el segundo a 11 metros de profundidad en el sitio control. Después, ambos conjuntos de sensores se trasladaron al dosel de los bosques de macroalgas, a 2 metros de profundidad. Esta reubicación se realizó desde el 22 de marzo hasta el 4 de abril del 2023. Cada punto de amarre consistió en una boya con una línea que sostenía los sensores y se ancló a un peso muerto. Luego, se repitió el mismo proceso para la estación de primavera.

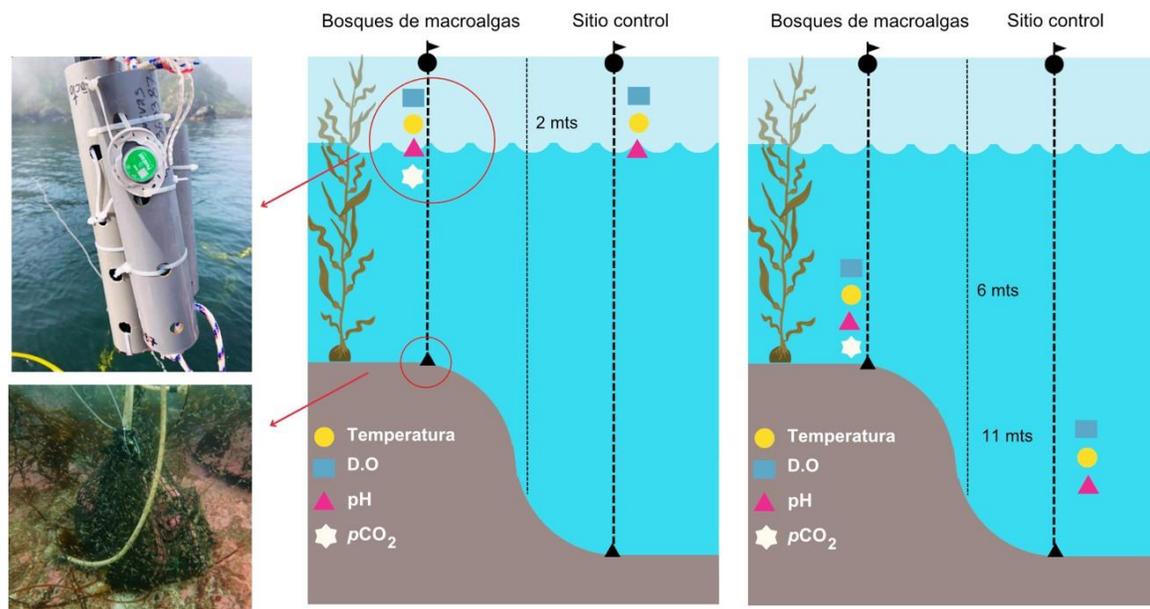


Figura 4: Instalación de sensores en la superficie y en la profundidad.

Fuente: Elaboración propia.

### 3.4 Calibración de sensores biogeoquímicos y control de calidad

La calibración a través de la toma de muestras discretas junto con los sensores in situ puede generar incertidumbres relativamente grandes, especialmente en entornos costeros altamente dinámicos (Bresnahan et al., 2014). Por lo tanto, la información registrada a través de los loggers y sensores se sometió a un proceso de calibración y control de calidad. En cada instalación, se tomaron muestras de agua en los períodos inicial, medio y final. Estas muestras se analizaron para determinar el Carbono Inorgánico Disuelto (DIC) utilizando un analizador Apollo SciTech AS-C3, que ofreció una alta precisión en las mediciones en agua de mar ( $\pm 2-3 \mu\text{moles kg}^{-1}$ ). Además, se llevó a cabo un análisis de Alcalinidad Total (AT) utilizando un analizador AS-ALK2 de Apollo SciTech, que proporcionó mediciones con alta precisión ( $\pm 2 \mu\text{moles kg}^{-1}$ ). Posteriormente, con los datos de la Alcalinidad total (AT) y Carbono Inorgánico Disuelto (DIC) se estimaron los niveles de  $p\text{CO}_2$  y

pH en las muestras con el programa CO<sub>2</sub> system calculations utilizando (Luker et al., 2000) y escala de pH NBS (mol/kg-H<sub>2</sub>O).

### **3.5 Análisis exploratorio de datos (EDA)**

En este estudio, se registraron mediciones de variables ambientales regularmente, con intervalos de una hora, tanto en las estaciones de verano (marzo) como en las de primavera (septiembre). Estos registros se llevaron a cabo en dos áreas distintas: una con bosques de macroalgas y la otra sin ellos, designada como “sitio control”. La exploración, caracterización y procesamiento de datos son pasos fundamentales para comprender en detalle la información recopilada (Velleman y Hoaglin, 1981). Para ello se realizaron cálculos de medidas de tendencia central y de dispersión, lo que permitió identificar donde se concentraban los valores y cuánta variabilidad existe entre ellos. Además, se aplicaron técnicas estadísticas para identificar posibles valores atípicos, se utilizó el rango intercuartil (IQR), que se calcula como la diferencia entre el tercer cuartil (Q3) y el primer cuartil (Q1). Esto proporciona una medida de dispersión que se enfoca en la mitad central de las observaciones. Posteriormente, se aplicó la regla de multiplicar el rango intercuartil (IQR) por 2 para establecer los límites superior e inferior. Este valor proporciona un rango amplio como para incluir la mayoría de las observaciones típicas, pero lo bastante restrictivo como para detectar valores que están significativamente alejados de la norma. En concordancia con esta regla, cualquier valor por encima del límite superior o por debajo del límite inferior se considera como valores atípicos (John Tukey, 1977). Luego, estos valores se representaron gráficamente mediante diagramas de caja y bigote (Freixa y cols., 1992; Tufte, 1987, 1991; Buja y Tukey, 1991). No obstante, estudios realizados en proximidad al punto de muestreo revelaron que el rango anual de variaciones de  $p\text{CO}_2$  oscila entre aproximadamente 200 y 1.600  $\mu\text{atm}$ . Además, se observó que, durante los eventos de afloramiento de aguas, que generalmente ocurren en verano, se presentan condiciones que se traducen en bajos valores de pH (<7.9 unidades) y niveles elevados de  $p\text{CO}_2$  (<700

$\mu\text{atm}$ ) (Osma et al, 2020). Estos hallazgos contribuyen a contextualizar la presencia de valores atípicos dentro de este rango específico, en función de las condiciones particulares del entorno.

### **3.5.1 Cálculos de $p\text{CO}_2$ en el sitio control a partir de un modelo de regresión lineal.**

En el presente estudio, se obtuvieron estimaciones de dos variables críticas, el pH y la  $p\text{CO}_2$  mediante el uso de sensores especializados, ubicados estratégicamente en el área de investigación. Sin embargo, en el caso específico del sitio control, se presentaron desafíos al estimar los valores de la variable  $p\text{CO}_2$ , dado que no se disponía de mediciones directas para este parámetro. Para abordar esta limitación, se empleó un enfoque que combinó la correlación y la aplicación de modelos de regresión lineal y no lineal, utilizando los datos de pH y  $p\text{CO}_2$  obtenidos del sitio “Bosques de macroalgas”, con el objetivo de proporcionar una estimación precisa y significativa de la  $p\text{CO}_2$  en el sitio control.

La ecuación de regresión lineal se denota como:

$$y = b - mx \quad (1)$$

Donde  $y$ , representa la variable dependiente ( $p\text{CO}_2$ ) y  $x$ . Es la variable independiente (pH). El valor de  $m$  representa la pendiente de la recta, lo cual indica el cambio en  $y$  por unidad de cambio en  $x$ , mientras que  $b$  corresponde al término de intersección. En este proceso de ajustar la recta de la regresión en el conjunto de datos, se optó por emplear el método de los mínimos cuadrados, (Adrien-Marie Legendre & Carl Friedrich Gauss., 1805). Esta técnica determina la línea que mejor se ajusta a los datos, minimizando la suma de los cuadrados de las diferencias entre los valores observados y los valores predichos por la línea de regresión. Para llevar a cabo el análisis, se empleó el paquete ‘ggplot2’, el cual facilitó la visualización gráfica y el cálculo de la regresión lineal. Además, se realizó una correlación, el cual permitió explorar y comprender la posible relación existente entre las dos variables. Se centró en el Coeficiente de Correlación de Pearson ( $r$ ), cuantificando la fuerza y la dirección de la relación lineal (Ablan et al., 2011) entre las observaciones de pH

y  $p\text{CO}_2$ . Este coeficiente varía entre -1 y 1, donde valores cercanos a 1 indican una correlación positiva fuerte, mientras que los valores -1 indican una correlación negativa fuerte, y valores cercanos a 0 indican una correlación débil o nula.

La ecuación del Coeficiente de Correlación de Pearson se presenta como:

$$r = \frac{\text{cov}(x,y)}{S_x S_y} \quad (2)$$

Donde  $\text{cov}(x, y)$  representa la covarianza entre las mediciones del modelo y las mediciones reales, lo cual mide cómo las variaciones de las variables  $x$  e  $y$  varían en conjunto. Por último,  $S_x S_y$  corresponden a las desviaciones estándar de las observaciones de  $x$  e  $y$ , respectivamente.

### 3.5.2 Cálculos de $p\text{CO}_2$ en el sitio control a partir de un modelo de regresión no lineal.

En segundo lugar, se realizaron análisis de regresión no lineal para abordar relaciones más complejas y mejorar la precisión de las estimaciones de  $p\text{CO}_2$ . Este enfoque se basó en la construcción de una regresión no lineal logarítmica utilizando los datos de pH y  $p\text{CO}_2$  recopilados en el bosque de macroalgas. Posteriormente, el modelo se aplicó al sitio control permitiendo así la estimación de los niveles de  $p\text{CO}_2$  utilizando datos directos de pH del área específica.

La ecuación de regresión no lineal potencial utilizada para este propósito se denota como:

$$\log(y) = a + b \cdot \log(x) \quad (3)$$

Donde  $y$ , representa la variable dependiente ( $p\text{CO}_2$ ),  $x$  es la variable independiente (pH),  $a$  y  $b$  son coeficientes del modelo que se estiman durante el ajuste. En este proceso de ajustar la recta de la regresión en el conjunto de datos, se optó por emplear el método de los mínimos cuadrados (Adrien-Marie Legendre & Carl Friedrich Gauss., 1805). Esta técnica determina la línea que mejor se ajusta a los datos, minimizando la suma de los cuadrados de las diferencias entre los valores observados y los valores predichos por la línea de regresión. O sea, busca encontrar

los coeficientes de  $a$  y  $b$  en la ecuación (3) que mejor optimizan la capacidad del modelo.

Para evaluar el modelo se calcularon métricas de evaluación, incluyendo el Coeficiente de determinación ( $R^2$ ), que mide la fracción de la varianza total de la variable dependiente explicada por el modelo de regresión. Este coeficiente también refleja la bondad de ajuste del modelo a la variable que se pretende explicar. El valor de  $R^2$  varía entre 0 y 1. Cuando el  $R^2 = 1$  significa que el modelo se ajusta perfectamente a los datos y explica el 100% de la variabilidad en la variable dependiente. En cambio, cuando  $R^2 = 0$ , significa que la salida del modelo es constante y no refleja ninguna variabilidad de las observaciones (Sterman, 2000; Wainwright & Mulligan, 2004).

La ecuación del Coeficiente de determinación se presenta como:

$$R^2 = r^2 = \frac{cov^2(x,y)}{Sx^2 Sy^2} \quad (4)$$

Donde  $(x, y)$  representa la covarianza entre las mediciones del modelo y las mediciones reales, lo cual mide cómo las variaciones de las variables  $x$  e  $y$  varían en conjunto. Las desviaciones estándar de las observaciones de  $x$  y  $y$ , corresponden a  $Sx$   $Sy$  respectivamente. También se calculó el error absoluto medio (MAE), que es una métrica fundamental para evaluar la precisión de un modelo de regresión. Calcula la diferencia entre los valores pronosticados y los valores reales en cada punto de pronóstico (Willmott & Matsuura, 2005).

La ecuación del Error Absoluto medio se representa como

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_i |Xi - Yi| \quad (5)$$

Donde,  $n$  es el número total de puntos pronosticados,  $Xi$  es el valor pronosticado,  $Yi$  es el valor real e  $\bar{Y}$  es el promedio de los valores reales. Por último, se calculó la raíz del error cuadrático medio (RMSE), que también se utiliza para evaluar la precisión del modelo. Esta métrica cuantifica la raíz de la varianza de los errores de pronóstico y refleja la dispersión de dichos errores. Un valor más bajo de RMSE

indica un mejor ajuste del modelo a los datos, lo que significa menos dispersión de los errores (Hyndmann et al., 1006)

La ecuación de la Raíz del error cuadrático medio (RMSE) es:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum (X_i - Y_i)^2} \quad (6)$$

i.

Donde,  $n$  es el número total de puntos pronosticados,  $X_i$  es el valor pronosticado,  $Y_i$  es el valor real e  $\bar{Y}$  es el promedio de los valores reales.

### **3.6 Segmentación de datos para día y noche y pruebas estadísticas para comparar significancia entre los sitios.**

Para determinar el periodo de día y noche en relación con las variables ambientales mencionadas anteriormente, se realizaron siguientes pasos. En primer lugar, se definieron las coordenadas geográficas específicas de la ubicación, en este caso es (-36° 46'29.28" S y 73°9'28.44" O). En segundo lugar, se generó una secuencia de fechas utilizando la función seq(). En tercer lugar, se desarrolló una función personalizada que aceptaba como argumentos la fecha y la latitud. Dicha función se diseñó para calcular los horarios aproximados de salida y puesta de sol para la fecha y ubicación específica en cuestión. No obstante, es importante considerar que esta función utiliza la latitud como un factor para estimar la variación a lo largo del año, lo que podría resultar en estimaciones aproximadas y no precisas en todos los casos. Una desventaja importante de esta función radica en que su fórmula asume que un día tenían una duración fija de 12 horas de luz. Al analizar los datos, se observó que durante el periodo nocturno había valores de pH elevados. Por lo tanto, se tomó la decisión de retrasar el inicio del horario diurno en cuatro horas. De esta manera, se definió el horario diurno desde las 10:00:00 hasta las 23:00:00, mientras que el horario nocturno se estableció desde las 00:00:00 hasta las 09:00:00. Luego, para evaluar la significancia entre los periodos diurnos y nocturnos y los sitios de

bosques de macroalgas y el sitio control en relación con cada variable ambiental, se utilizó la prueba estadística “U de Mann-Withney” o “U de Wilcoxon”. Esta prueba no paramétrica se utiliza para comparar dos muestras independientes y determinar si existen diferencias significativas entre ellas, siendo una alternativa válida a la prueba t de Student cuando no se cumplen los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza.

### 3.7 Datos meteorológicos

Se recopilaron datos de la estación Carriel Sur en Concepción, situada en el Aeropuerto Carriel Sur de la comuna de Talcahuano. Estos datos están disponibles en la página web de MeteoChile. La recopilación se extiende del 1 de marzo al 04 de abril, y continúa del 01 de noviembre al 20 de diciembre. Una vez procesada la información y ordenada por fechas, velocidad y dirección del viento, se procedió al cálculo del índice de surgencia utilizando la metodología propuesta por (Bakun, 1973). Este índice se calcula mediante la ecuación:

$$UI = \left( \frac{c^y}{p \times 2} \right) \times 1000m \quad (7)$$

Donde  $r_y$  ( $N m^{-2}$ ) representa el componente meridional del esfuerzo del viento medio,  $p$  es la densidad promedio de la columna de agua y  $f$  es el parámetro de Coriolis. El índice es positivo cuando el viento sopla desde el sur hacia el norte y negativo cuando es desde el norte hacia el sur.

Para calcular el componente meridional del esfuerzo del viento medio ( $r_y$ ), se procedió a calcular el componente norte del viento  $U\gamma$ , utilizando la siguiente ecuación:

$$U\gamma = V \times \cos((\alpha + 180^\circ)) \quad (8)$$

Donde  $U_y$  ( $\text{m s}^{-1}$ ) es el componente norte del viento,  $V$  representa el promedio diario de la velocidad del viento ( $\text{m s}^{-1}$ ) y  $\alpha$  es el ángulo que se forma desde el norte hasta la dirección desde donde viene el viento (sentido horario).

Finalmente, para calcular el estrés del viento componente norte  $r_y$ , se utiliza la ecuación:

$$r_y = \rho_a \times Cd_{10} \times U_y \times V \quad (9)$$

Donde  $r_y$  ( $\text{N m}^{-2}$ ) representa el estrés del viento componente norte,  $\rho_a$  es la densidad del aire a  $15^\circ\text{C}$  ( $1.22 \text{ kg m}^{-3}$ ),  $Cd_{10}$  corresponde al coeficiente empírico de barrido ( $=0.0013$ ),  $U_y$  se calculó anteriormente con la ecuación (8) y  $V$  representa el promedio diario de la velocidad del viento ( $\text{m s}^{-1}$ ).

### **3.8 Realización de una encuesta y su posterior análisis para evaluar la percepción de las comunidades costeras.**

Las encuestas se han establecido como un método efectivo y económico para recopilar información sobre temas específicos, al dirigir preguntas a las personas involucradas en el estudio. Esta popularidad se debe a su amplio alcance y a la capacidad de contrastar la información obtenida con otros datos relacionados, además de servir como base para futuras investigaciones (Ruiz & Lopez, 2015; Frutos, 2019). En este estudio, se utilizó una fase de recolección de datos mediante encuestas para analizar la percepción de la comunidad local respecto a los bosques de macroalgas. Inicialmente, se diseñó un formato descriptivo para la encuesta, implementando mediante encuestas presenciales.

Luego, fue necesario definir la población objeto de estudio, la cual se centró en la comunidad de Caleta Chome y para garantizar la representatividad de la muestra, se utilizó el método de muestreo probabilístico, seleccionando un subconjunto de la población con un nivel de confianza del 90% y un margen de error del 10%, lo que aseguró la robustez de los resultados obtenidos (Perea, 2013). La muestra fue de

44 personas, pero se incluyeron 4 personas más. Posteriormente, se formularon 13 preguntas en total, de las cuales 7 fueron preguntas cerradas con una escala tipo Likert, mientras que solo 2 incluyeron una parte abierta para permitir respuestas más detalladas. Se garantizó que estas preguntas fueran adecuadas para la población de muestreo, considerando la redacción, la relevancia de cada pregunta en el cuestionario, la relación entre ellas, y evitando situaciones complejas que pudieran sesgar las opiniones de los encuestados. Durante el diseño del cuestionario, se consideraron estos aspectos cuidadosamente.

Después, la encuesta se validó por expertos de la Universidad de Concepción para mejorar su eficacia y validez, asegurando la fiabilidad de los resultados. Luego, se implementó una encuesta piloto para identificar posibles desafíos específicos del entorno, como barreras culturales o lingüísticas, que pudieran afectar la calidad de las respuestas. Tras esta fase, se realizaron ajustes necesarios en la encuesta para asegurar una comprensión adecuada por parte de los participantes. Finalmente, la encuesta se aplicó de manera definitiva a la muestra representativa de la población completa de Caleta Chome que corresponden a 120 habitantes (Subtel, 2017). Después de recopilar los datos, se utilizaron gráficos de frecuencia generados con el software PowerBI. Este enfoque metodológico se centró en capturar de manera cuantitativa la perspectiva de la comunidad local sobre los bosques de macroalgas, enriqueciendo la investigación con datos confiables y relevantes.

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Relación entre pH y $p\text{CO}_2$ de los bosques de macroalgas entre las frondas (superficie) y discos basales (profundidad).

En el análisis de correlación entre pH y la presión parcial de dióxido de carbono ( $p\text{CO}_2$ ) en los bosques de macroalgas, se destacan patrones significativos que varían según la ubicación en la columna de agua y la estación del año. Durante el verano en la superficie (**Figura 5**), se observó una correlación no lineal, evidenciada por un elevado coeficiente de determinación ( $R^2$ ) del 98%. Este resultado subraya la capacidad del modelo para explicar el 98% de la variabilidad observada, respaldado adicionalmente por métricas de desempeño (MAE y RMSE) que indicaron predicciones cercanas a los valores reales. En contraste, en las profundidades durante el verano (**Figura 6**), se evidencia una fuerte correlación lineal inversa, representada por un coeficiente de correlación ( $R$ ) de -0.98 y un ( $R^2$ ) del 96%. Estos hallazgos sugieren una relación significativa y posiblemente más lineal entre el pH y la  $p\text{CO}_2$  en las capas más profundas durante la estación de verano. Sin embargo, al considerar la estación de primavera, se observan patrones similares tanto en la superficie como en la profundidad, dado que ambas presentan correlaciones fuertes e inversas. No obstante, en la superficie (**Figura 7**), este patrón es aún más pronunciado con un coeficiente de correlación ( $R$ ) de -0.99 y un ( $R^2$ ) del 98%, mientras que en la profundidad (**Figura 8**) se registra un coeficiente de correlación ( $R$ ) de -0.95 y un ( $R^2$ ) del 90%. En resumen, el elevado coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de los modelos sugiere que el modelo utilizado explica casi la totalidad de la variabilidad observada en relación entre el pH y  $p\text{CO}_2$ . Esto respalda la robustez del modelo y su capacidad para determinar el  $p\text{CO}_2$  en función del pH.

Superficie  
Estación verano

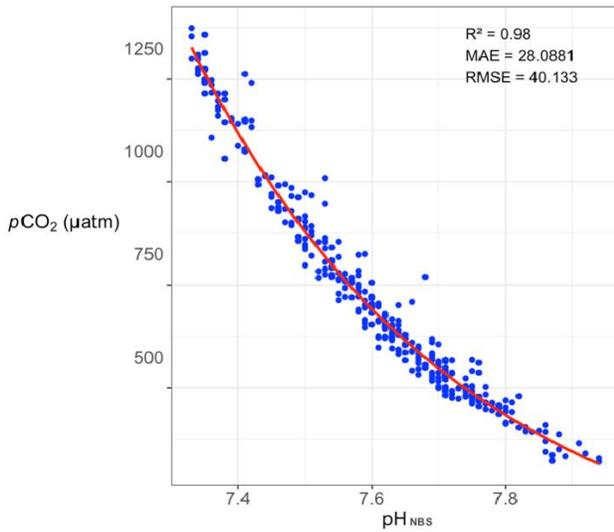


Figura 5: Correlación no lineal entre pH y  $pCO_2$  del bosque de macroalgas en la superficie, estación verano.

Fuente: Elaboración propia con software Rstudio

Superficie  
Estación primavera

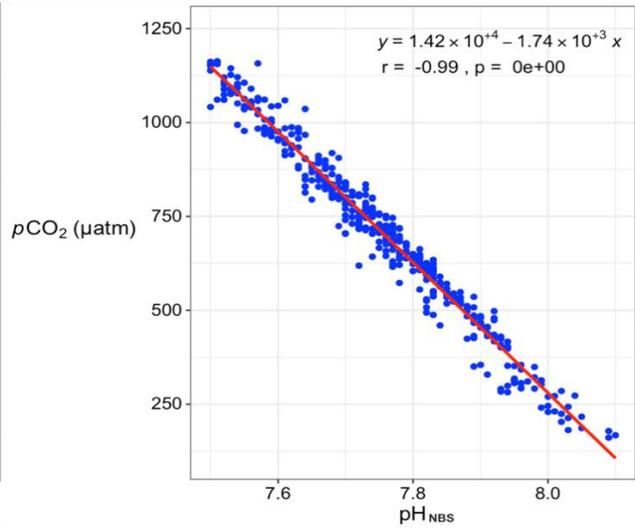


Figura 6: Correlación lineal entre pH y  $pCO_2$  del bosque de macroalgas en la superficie, estación primavera.

Fuente: Elaboración propia con software Rstudio

Profundidad  
Estación verano

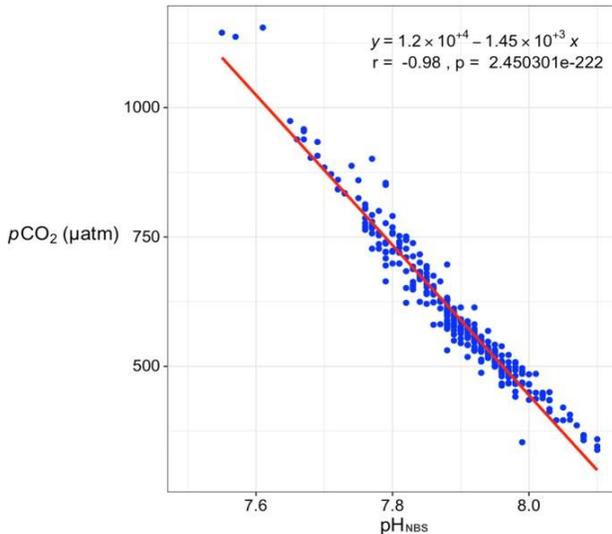


Figura 7: Correlación lineal entre pH y  $pCO_2$  del bosque de macroalgas en la profundidad, estación verano.

Fuente: Elaboración propia con software Rstudio

Profundidad  
Estación primavera

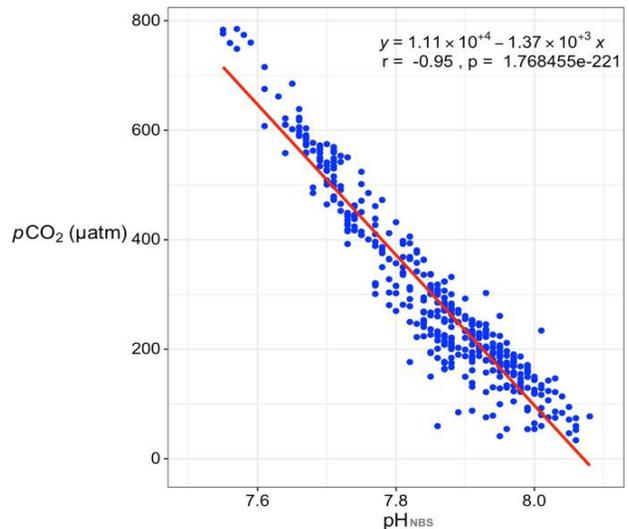


Figura 8: Correlación lineal entre pH y  $pCO_2$  del bosque de macroalgas en la profundidad, estación primavera.

Fuente: Elaboración propia con software Rstudio

#### 4.2 Condiciones oceanográficas durante el periodo de estudio.

Las condiciones oceanográficas durante el verano que corresponden al período entre el 01 de marzo y el 05 de abril (verano) (**Figura 9a**) revelan que una parte importante de los datos se sitúan sobre el límite de  $0 \text{ ms}^{-1}$ , con oscilaciones entre  $-18$  y  $18 \text{ ms}^{-1}$ . Indicando un ambiente propicio para la surgencia costera, dado que provienen del Oeste. Por el contrario, los valores negativos indican datos provenientes del Este, los cuales, corresponden a periodos de relajación (Bakún, 1973; 1975). En la (**Figura 9c,**) se muestran los índices de surgencia, siendo positivos, mientras que los negativos indican eventos de relajación, variando entre  $-4000$  y  $6000 \text{ (m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-1}\text{)}$ , alcanzando máximos y mínimos el día 2 y 11 de marzo, con patrones de surgencia desde el 01 de marzo hasta el 05 de abril, con excepción de algunos días, relacionados a periodos de relajación. En resumen, se observan condiciones oceanográficas propicias para la surgencia costera especialmente en los datos de superficie. Mientras que, en primavera, entre el 08 de octubre y el 06 de diciembre, la mayoría de los datos se concentraron sobre el límite de  $0 \text{ ms}^{-1}$ , variando entre  $26$  y  $-26 \text{ ms}^{-1}$  (**Figura 10a**). Al inicio del período se observa una predominancia de valores altos en el componente N-S del viento. Sin embargo, esta tendencia experimenta fluctuaciones a lo largo del tiempo, manteniendo una dinámica cambiante. En la (**Figura 10c**), se indica el índice de surgencia que varía entre  $-9000$  y  $6000 \text{ (m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-1}\text{)}$ , alcanzando mínimos y máximos el 28 de octubre y 02 de diciembre respectivamente. Aunque el índice de surgencia se destaca al inicio y durante la mayor parte del periodo, su duración es breve, manifestándose solo unos pocos días, seguido por un periodo de relajación, aunque menor.

## Índice de surgencia Estación verano

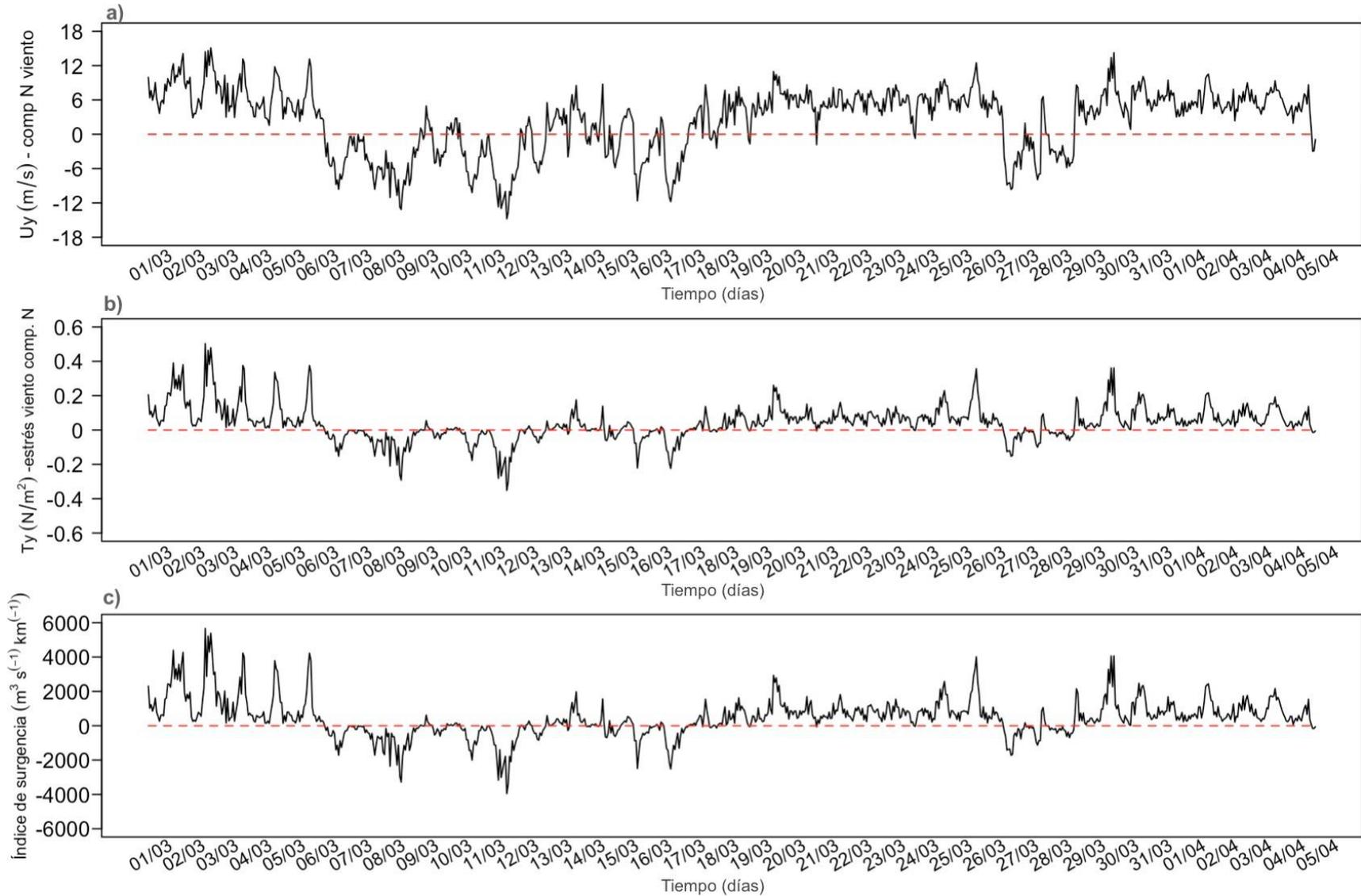


Figura 9: Registro temporal desde el 01 de marzo hasta el 05 de abril (estación verano). a) velocidad del viento, b) fuerza ejercida por el viento y c) índice de surgencia, junto con el límite 0 (línea roja).

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

## Índice de surgencia Estación primavera

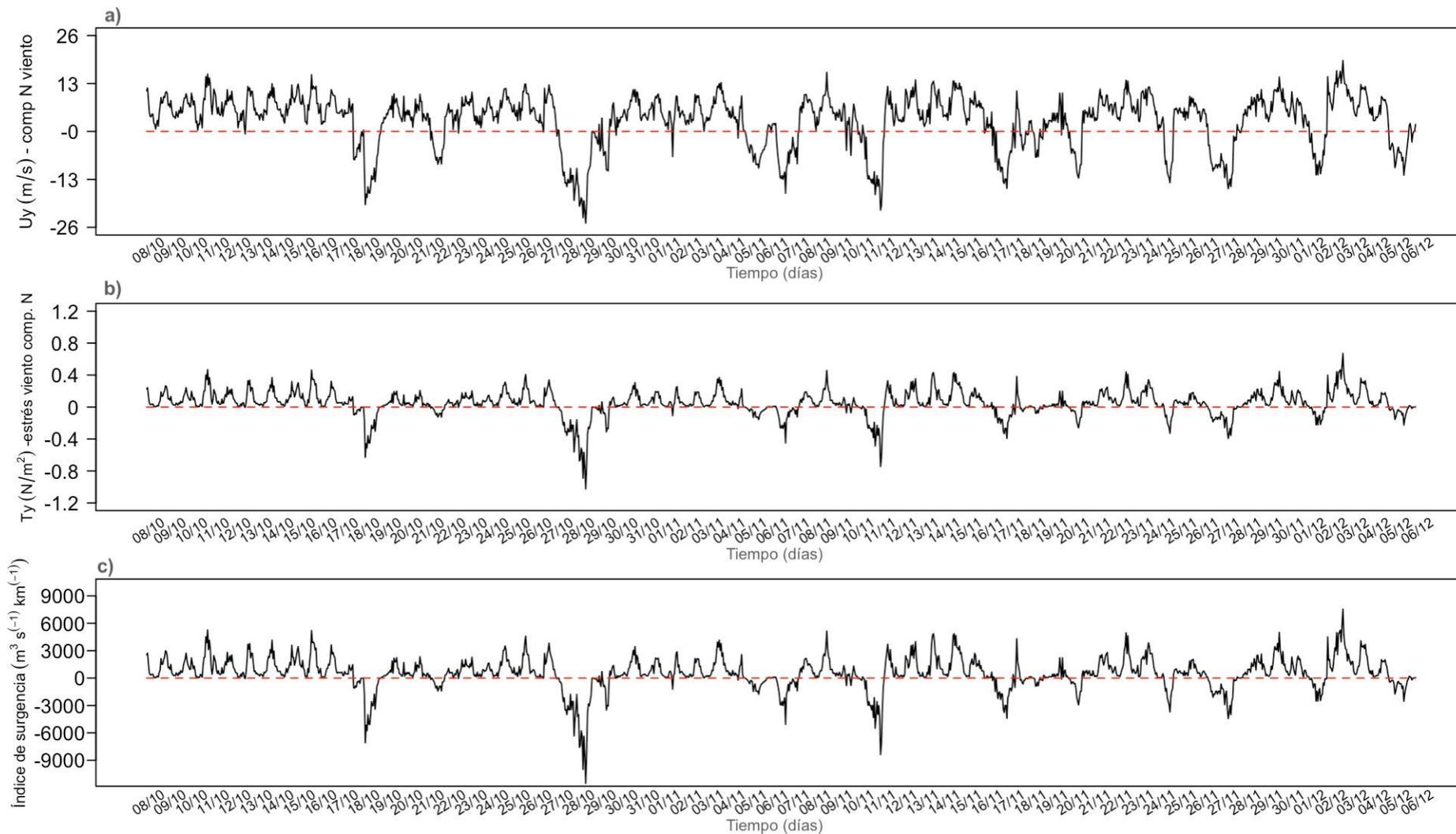


Figura 10: Registro temporal desde el 08 de octubre hasta el 06 de diciembre (primavera). a) velocidad del viento, b) fuerza ejercida por el viento y c) índice de surgencia, junto con el límite 0 (línea roja).

Fuente: Elaboración propia con software Rstudio.

#### **4.3 Variabilidad entre el sitio control y bosques de macroalgas considerando la forzante del ciclo de surgencia para las estaciones de verano y primavera.**

En esta sección, se presentan los resultados de los registros temporales de Temperatura, DO (oxígeno disuelto), pH y  $p\text{CO}_2$  en diversas estaciones, sitios y profundidades. Los bosques de macroalgas y sitio control corresponden a las líneas de color azul y rojo respectivamente, las diferencias significativas se establecen cuando el valor  $p$  es inferior a 0,05 y además se incluyó el ciclo de surgencia en el análisis. En la estación de verano para la superficie, los registros de temperatura y  $p\text{CO}_2$  mostraron diferencias significativas siendo más elevados en los bosques de macroalgas ( $p = 0,01 < 0,05$ ) **(Figura 15a) (Figura 15d)**. En contraste, los valores de  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , mostraron diferencias significativas, siendo mayor en el sitio control ( $p = 0,01 < 0,05$ ) **(Figura 15c)**. Pero, los valores de (DO) no mostraron diferencias significativas, es decir se mantuvieron constantes en ambos sitios ( $p = 0,4 > 0,05$ ) **(Figura 15b)**. En este período, es esencial considerar la influencia predominante de los eventos de surgencia costera. Al final de la serie temporal se observa una disminución de la temperatura, oxígeno disuelto (DO) y pH, acompañada de un aumento en el  $p\text{CO}_2$ . Sin embargo, también se pueden observar períodos de relajación durante los días 27 al 28 de marzo **(Figura 9c)**. En lo que respecta en las mediciones de profundidad para la estación de verano los registros de temperatura, los niveles de DO y de pH presentaron diferencias significativas ( $p = 0,01 < 0,05$ ) siendo mayor en los bosques de macroalgas **(Figura 16a) (Figura 16b) (Figura 16c)**. En cambio, los valores de  $p\text{CO}_2$  presentaron diferencias significativas siendo mayor en el sitio control ( $p = 0,01 < 0,05$ ) **(Figura 16d)**. El inicio de este período se caracterizó principalmente por la relajación, pero, del 17 al 22 de marzo, se observó la presencia de la surgencia costera **(Figura 9c)**, donde se notó una disminución de la temperatura del agua, el nivel de oxígeno disuelto y el pH, acompañado de un aumento en la  $p\text{CO}_2$ .

En la estación primavera los registros de superficie mostraron que la temperatura y los niveles de oxígeno disuelto (DO), presentaron diferencias significativas siendo mayor en los bosques de macroalgas ( $p = 0,01 < 0,05$ ) **(Figura 17a) (Figura 17b)**. En cambio, los niveles de pH y  $pCO_2$  no presentaron diferencias significativas, siendo constantes en ambos sitios ( $p = 0,8 > 0,05$ ) **(Figura 17c) (Figura 17d)**. El periodo se ve influenciado por la surgencia costera, experimentando disminución en la temperatura, oxígeno disuelto (DO), pH y aumento en el  $pCO_2$ , pero mantiene una dinámica cambiante seguida con los periodos de relajación de menor duración. **(Figura 10c)**. En relación con los registros de profundidad en la estación de primavera señalaron que la temperatura, los niveles de oxígeno disuelto (DO) y el  $pH_{NBS}$ , mostraron diferencias significativas siendo mayor en los bosques de macroalgas ( $p = 0,01 < 0,05$ ) **(Figura 18a) (Figura 18b) (Figura 18c)**. Por otro lado, los valores de  $pCO_2$  fueron superiores en el sitio control ( $p = 0,01 < 0,05$ ) **(Figura 18d)**. Este periodo se caracterizó por eventos de surgencia, lo que provocó una disminución en los niveles de DO y pH, pero un aumento en los niveles de  $pCO_2$ . Después, se observó un breve periodo de relajación durante un día (19 de octubre), en el que se registraron un aumento en los niveles de DO y pH, pero una disminución en los niveles de  $pCO_2$ . Pero continuó el predominio del periodo de surgencia casi por completo hacia el final del periodo de estudio **(Figura 10c)**.

## Superficie Estación verano

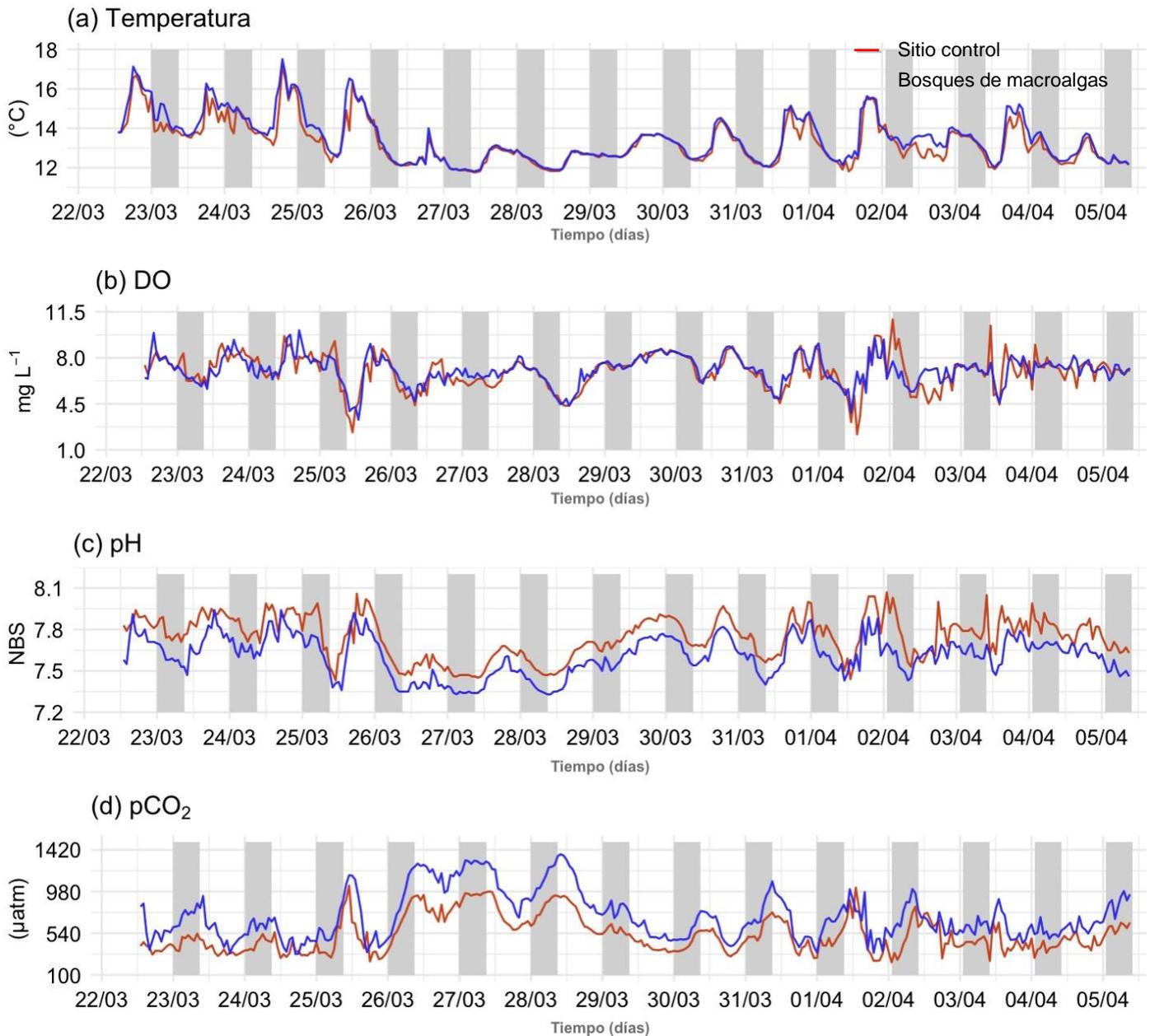


Figura 11: Registro temporal del sitio control (línea roja) y bosques de macroalgas (línea azul) en la superficie estación verano. Las variables son a) Temperatura (°C), b) DO (mg L<sup>-1</sup>), c) pH<sub>NBS</sub>, d) pCO<sub>2</sub> (µatm). Se muestran los periodos nocturnos (franjas grises) y periodos diurnos (franjas blancas).

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

Profundidad  
Estación verano

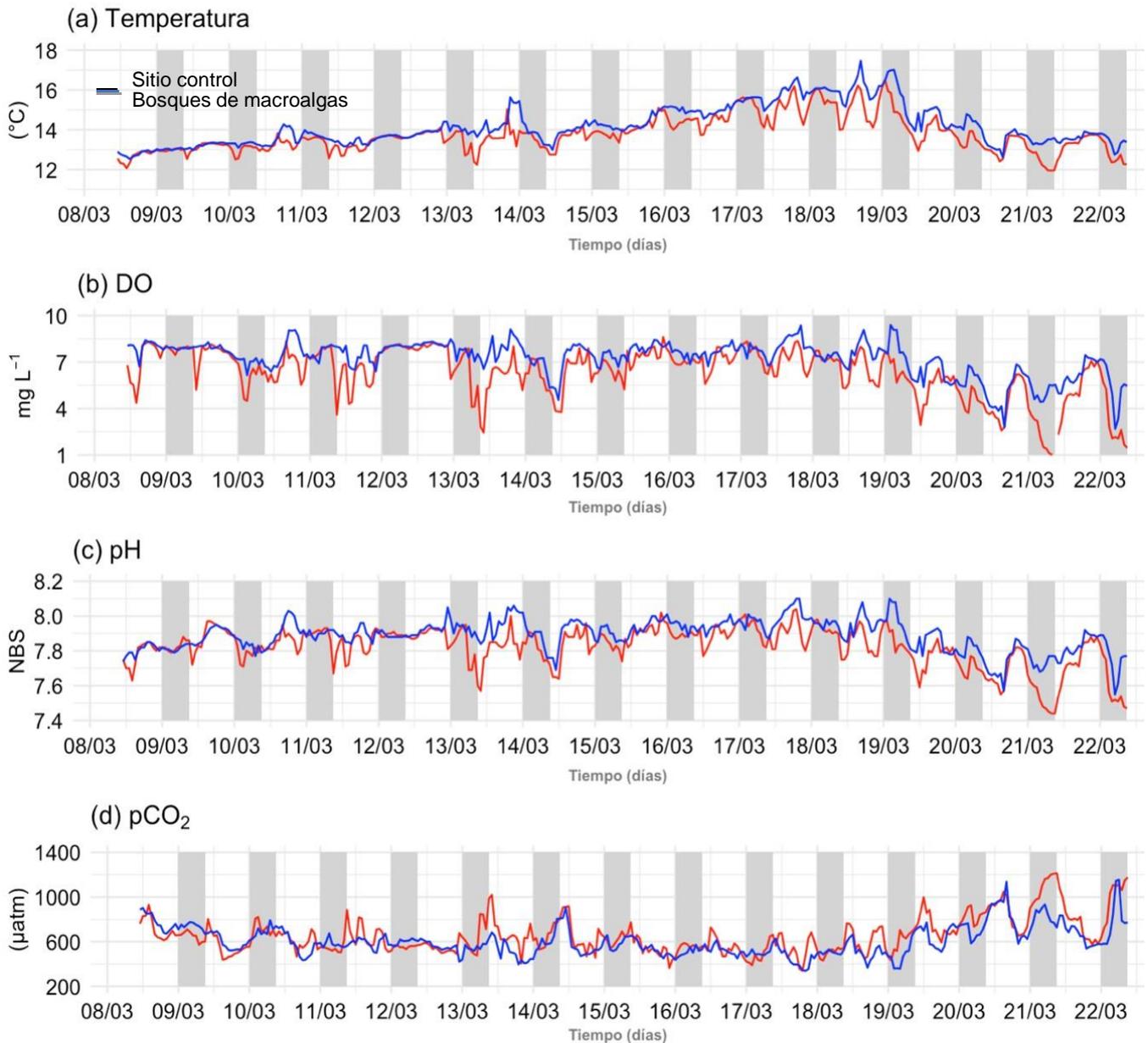


Figura 12: Registro temporal del sitio control (línea roja) y bosques de macroalgas (línea azul) en la profundidad estación verano. Las variables son: a) Temperatura (°C), b) DO (mg L<sup>-1</sup>), c) pH<sub>NBS</sub>, d) pCO<sub>2</sub> (µatm). Se muestran los periodos nocturnos (franjas grises) y periodos diurnos (franjas blancas).

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

## Superficie Estación primavera

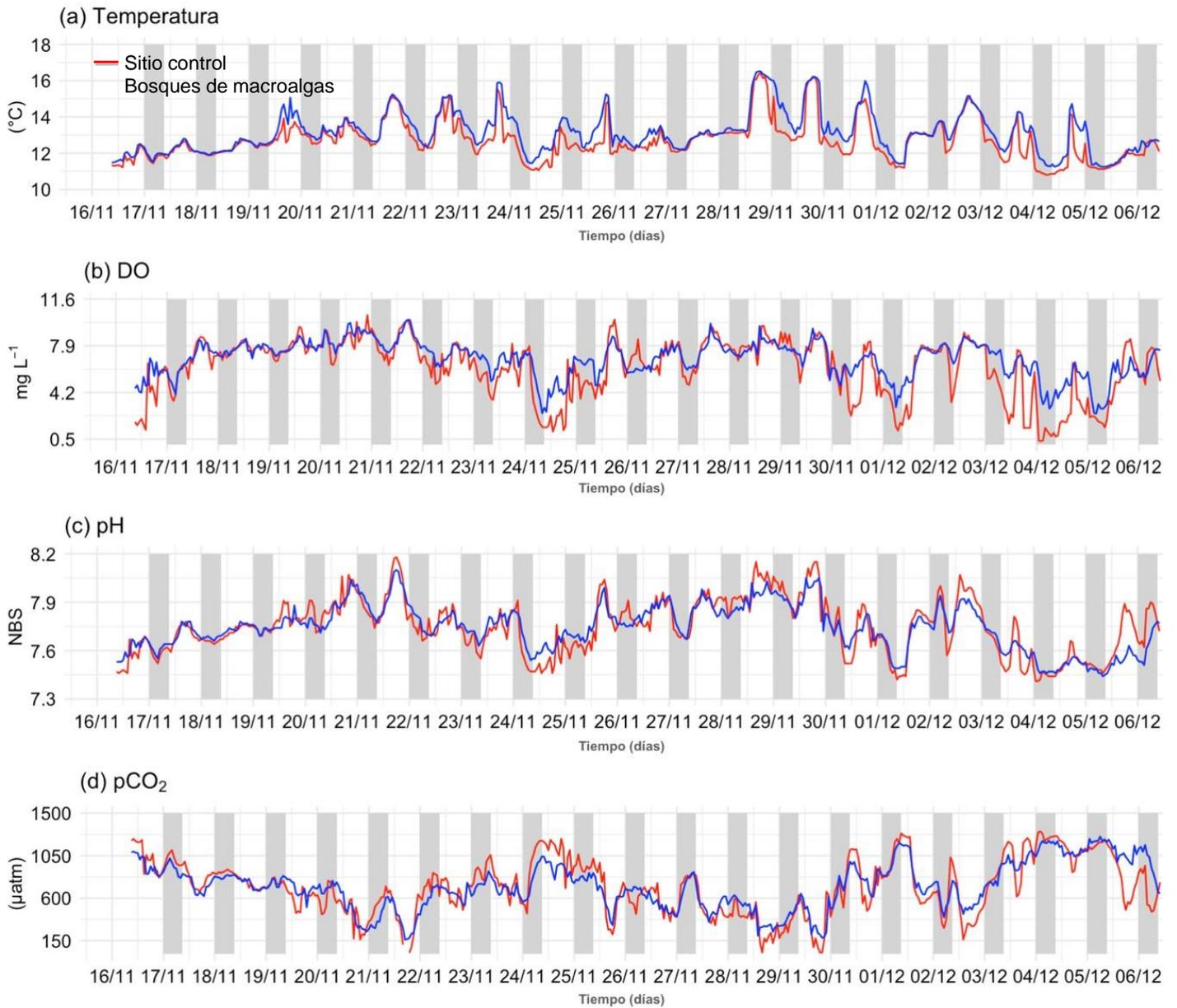


Figura 13: Registro temporal del sitio control (línea roja) y bosques de macroalgas (línea azul) en la superficie estación primavera. Las variables son: a) Temperatura (°C), b) DO (mg L<sup>-1</sup>), c) pH<sub>NBS</sub>, d) pCO<sub>2</sub> (µatm). Se muestran los periodos nocturnos (franjas grises) y períodos diurnos (franjas blancas).

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

## Profundidad Estación primavera

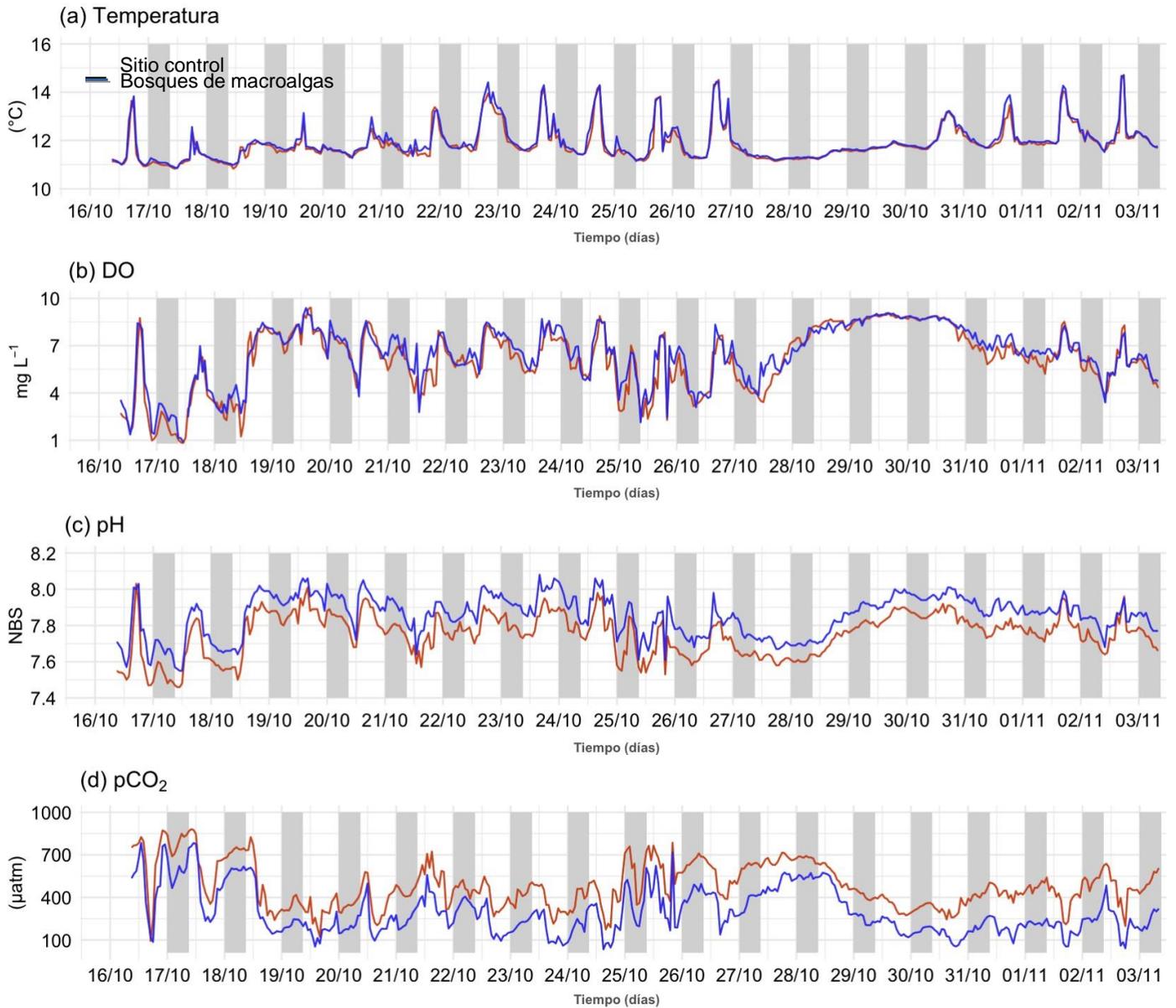


Figura 14: Registro temporal del sitio control (línea roja) y bosques de macroalgas (línea azul) en la profundidad estación primavera. Las variables son: a) Temperatura (°C), b) DO (mg L<sup>-1</sup>), c) pH<sub>NBS</sub>, d) pCO<sub>2</sub> (uatm). Se muestran los periodos nocturnos (franjas grises) y períodos diurnos (franjas blancas).

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

Superficie  
Estación verano

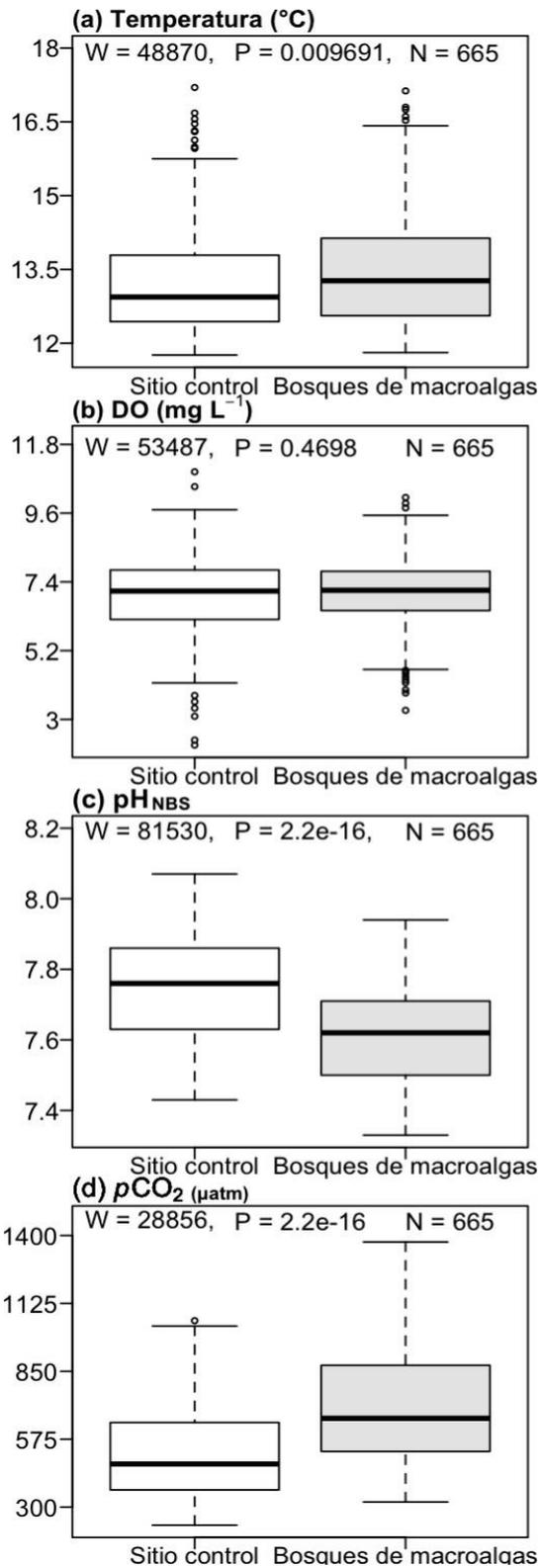


Figura 15:

Profundidad  
Estación verano

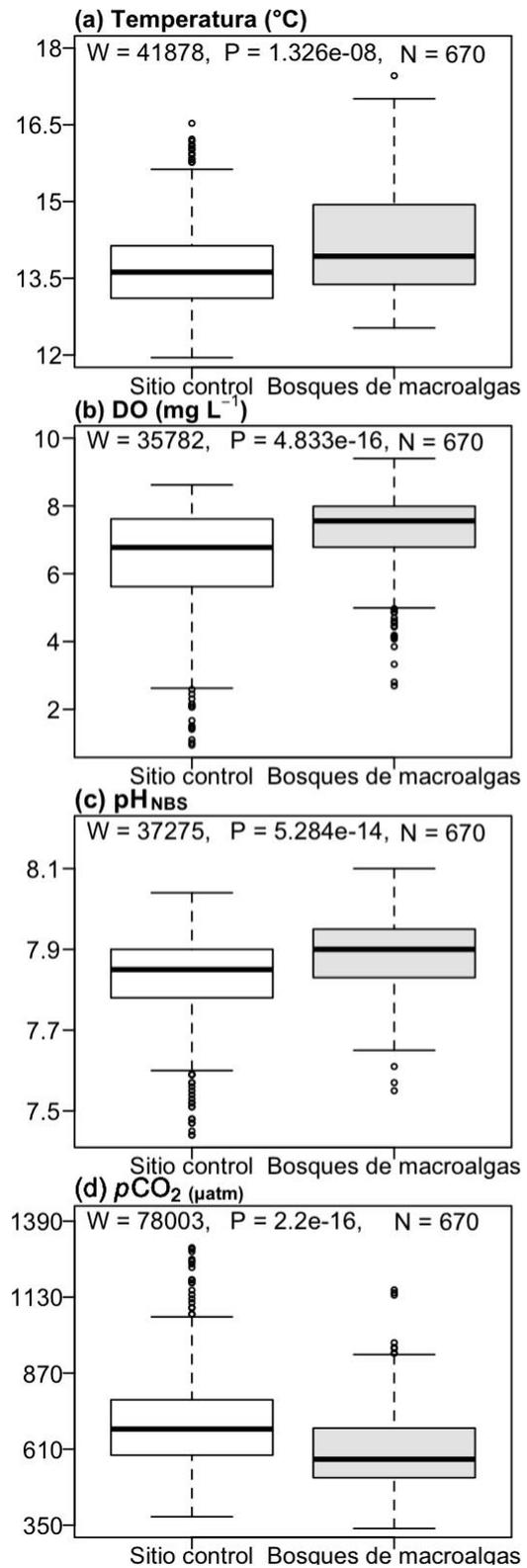


Figura 16:

Superficie  
Estación primavera

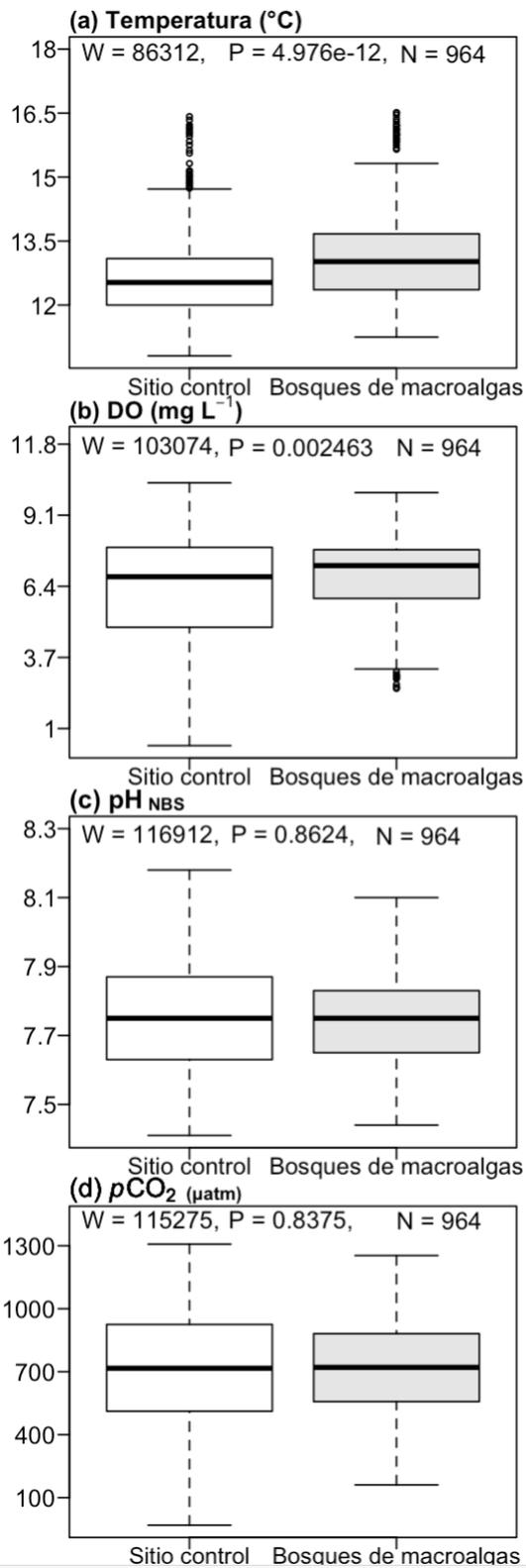


Figura 17:

Profundidad  
Estación primavera

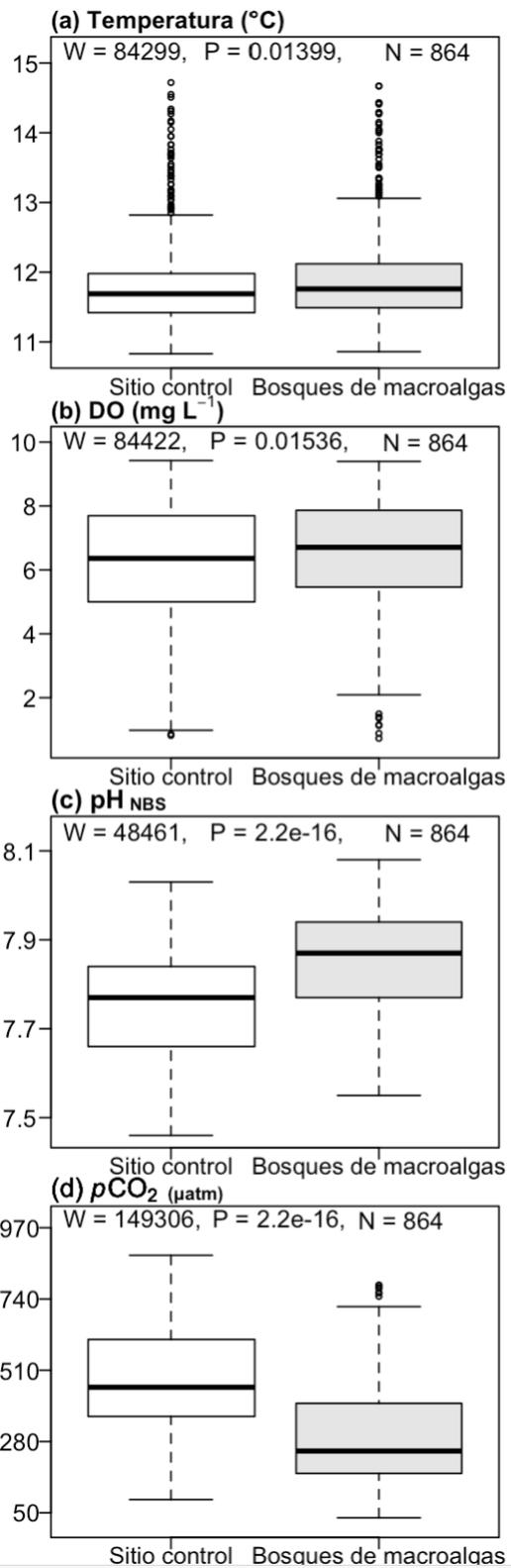


Figura 18:

Figura 15: Significancias entre el sitio control (caja blanca) y bosque de macroalgas (caja gris) en la superficie estación verano. Las variables son: a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c)  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , d)  $\text{pCO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los valores observados) y la diferencia significativa se indica cuando el valor  $p < 0.05$ .

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio

Figura 16: Significancias entre el sitio control (caja blanca) y bosque de macroalgas (caja gris) en la profundidad estación verano. Las variables son: a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c)  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , d)  $\text{pCO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los valores observados). La diferencia significativa se indica cuando el valor  $p < 0.05$ .

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio

Figura 17: Significancias entre el sitio control (caja blanca) y bosque de macroalgas (caja gris) en la superficie estación primavera. Las variables son: a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c)  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , d)  $\text{pCO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los valores observados) y la diferencia significativa se indica cuando el valor  $p < 0.05$ .

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio

Figura 18: Significancias entre el sitio control (caja blanca) y bosque de macroalgas (caja gris) en la profundidad estación primavera. Las variables son: a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c)  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , d)  $\text{pCO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los valores observados) y la diferencia significativa se indica cuando el valor  $p < 0.05$ .

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio

**Tabla 2:** Resultados resumidos (Anova de 3 vías) para T, DO, pH y  $p\text{CO}_2$  durante diferentes estaciones (verano y primavera) y diferentes sitios (control y bosques de macroalgas). El área de valores significativos ( $p < 0,05$ ) se muestra en negrita tanto para factores individuales como para la interacción de “estación y sitios”, “estación y profundidad”, “sitios y profundidad” y todas las combinaciones de factores.

Análisis	Df source, error	Estación (E)		Sitios (S)		E x S		E x P		S x P		E x S x P	
		F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
T	1,3154	<b>1270</b>	<b>0,00</b>	<b>70,5</b>	<b>0,00</b>	0,5	0,47	<b>522,6</b>	<b>0,00</b>	0,7	0,419883	<b>17,3</b>	<b>0,000032</b>
(DO)	1,3154	<b>72,00</b>	<b>0,00</b>	<b>70,22</b>	<b>0,00</b>	0,00	0,95	0,03	0,85	3,49	0,062	<b>23,17</b>	<b>0,000002</b>
(pH)	1,3154	3	0,11	2	0,12	<b>80</b>	<b>0,00</b>	<b>157</b>	<b>0,00</b>	<b>260</b>	<b>0,00</b>	<b>24</b>	<b>0,000001</b>
$p\text{CO}_2$	1,3154	<b>86,36</b>	<b>0,00</b>	1,27	0,2602	<b>111,31</b>	<b>0,00</b>	<b>496,36</b>	<b>0,00</b>	<b>203,30</b>	<b>0,00</b>	3,28	0,070

**Fuente:** Elaboración propia con software Statistica.

Se aplicó un análisis de Anova de tres vías para determinar si existen diferencias significativas entre el factor estación, sitios, profundidades y la interacción entre ellas en las variables dependientes: T, DO, pH y  $p\text{CO}_2$ . Los resultados revelan **(Tabla 2)** que la temperatura presenta diferencias significativas en cada estación (E) ( $F_{1,3154} = 1270$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ), sitios (S) ( $F_{1,3154} = 70,5$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ) y entre las condiciones (estación – profundidad) ( $F_{1,3154} = 522,6$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ) y (estación-sitios - profundidad) ( $F_{1,3154} = 17,3$ ,  $p = 0,000032 < 0,05$ ). En cuanto a los niveles de oxígeno disuelto (DO) presentan diferencias significativas los factores estación (E) ( $F_{1,3154} = 72,00$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ), sitios (S) ( $F_{1,3154} = 70,22$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ), y solo en la interacción (estación - sitios - profundidad) ( $F_{1,3154} = 23,17$ ,  $p = 0,000002 < 0,05$ ). Por otro lado, los niveles de pH presentan diferencias significativas en las interacciones (estación - sitios) ( $F_{1,3154} = 80$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ), (estación – profundidad) ( $F_{1,3154} = 157$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ), (sitios - profundidad) ( $F_{1,3154} = 260$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ) y (estación – sitios - profundidad) ( $F_{1,3154} = 24$ ,  $p = 0,000001 < 0,05$ ). Por último, los niveles del  $p\text{CO}_2$  muestran diferencias significativas en el factor estación (E) ( $F_{1,3154} = 86,36$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ) y en las interacciones (estación – sitio) ( $F_{1,3154} = 111,31$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ), (estación – profundidad) ( $F_{1,3154} = 496,36$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ) y (sitio - profundidad) ( $F_{1,3154} = 203,30$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ).

#### **4.4 Dinámica del oxígeno (O<sub>2</sub>), pH y pCO<sub>2</sub> entre los bosques de macroalgas y sitio control considerando las forzantes de variabilidad a escala diurna.**

Se observaron diferencias significativas en las condiciones ambientales considerando las estaciones de verano y primavera, profundidades, sitios y los ciclos a escala diurna. Respecto a los registros de temperatura solo se evidenciaron diferencias significativas en la superficie para la estación de verano únicamente en los bosques de macroalgas, siendo mayor en el día ( $p = 0,01 < 0,05$ ) **(Figura 20a)**. En cuanto a los registros de temperatura durante la estación primaveral, se evidenciaron diferencias significativas en la superficie y en la profundidad, tanto en los bosques de macroalgas como en el sitio control, siendo mayor durante el día ( $p = 0,01 < 0,05$ ) **(Figura 23a) (Figura 24a) (Figura 25a) (Figura 26a)**. Por otro lado, en todas las estaciones, sitios y profundidades se mostraron diferencias significativas entre los niveles de DO y pH, excepto durante el verano en la profundidad sitio control, dado que no se observan diferencias significativas entre el día y la noche ( $p = 0,4 > 0,05$ ) **(Figura 21b) (Figura 21c)**. Finalmente, los niveles de pCO<sub>2</sub> presentaron diferencias significativas en la estación de verano y primavera, sitios y profundidades ( $p = 0,01 < 0,05$ ) **(Figura 19d) (Figura 20d) (Figura 23d) (Figura 24d)**, excepto en la profundidad estación verano tanto en el sitio control como en los bosques de macroalgas, ya que no se mostraron diferencias significativas ( $p = 0,06 > 0,05$ ) **(Figura 21d) (Figura 22d)**. En resumen, los datos de (superficie - verano), (superficie - primavera) y (profundidad - primavera), mostraron la misma dinámica de las variables ambientales entre el periodo diurno y nocturno dentro y fuera de los bosques de macroalgas, siendo el DO, pH mayor en el día y el pCO<sub>2</sub> mayor en la noche. En cambio, los datos de (profundidad - verano) presentaron una dinámica diferente entre los bosques de macroalgas y el sitio control.

Superficie  
Estación verano

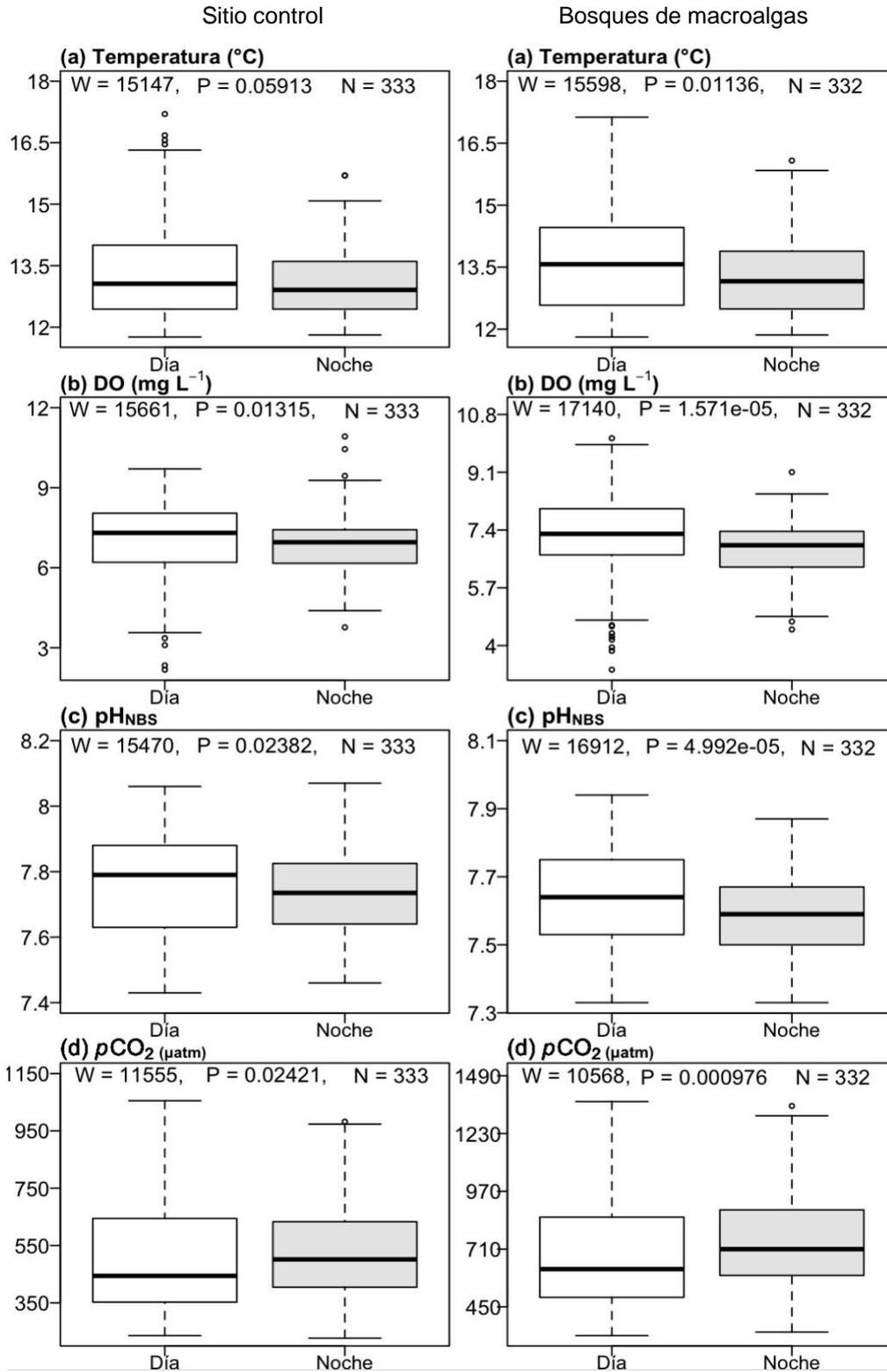
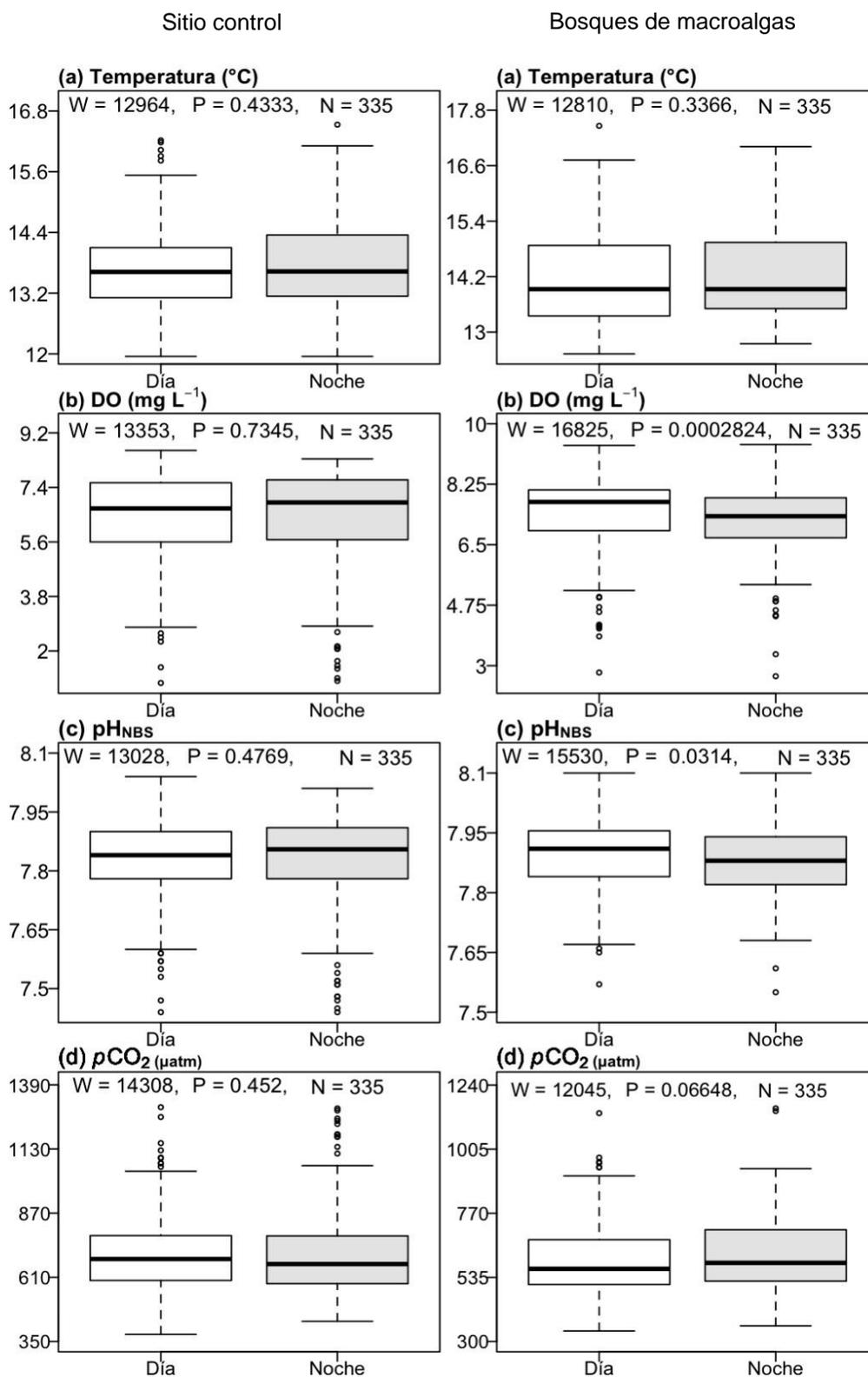


Figura 19:

Figura 20:

## Profundidad Estación verano



**Figura 21:**

**Figura 22:**

Superficie  
Estación primavera

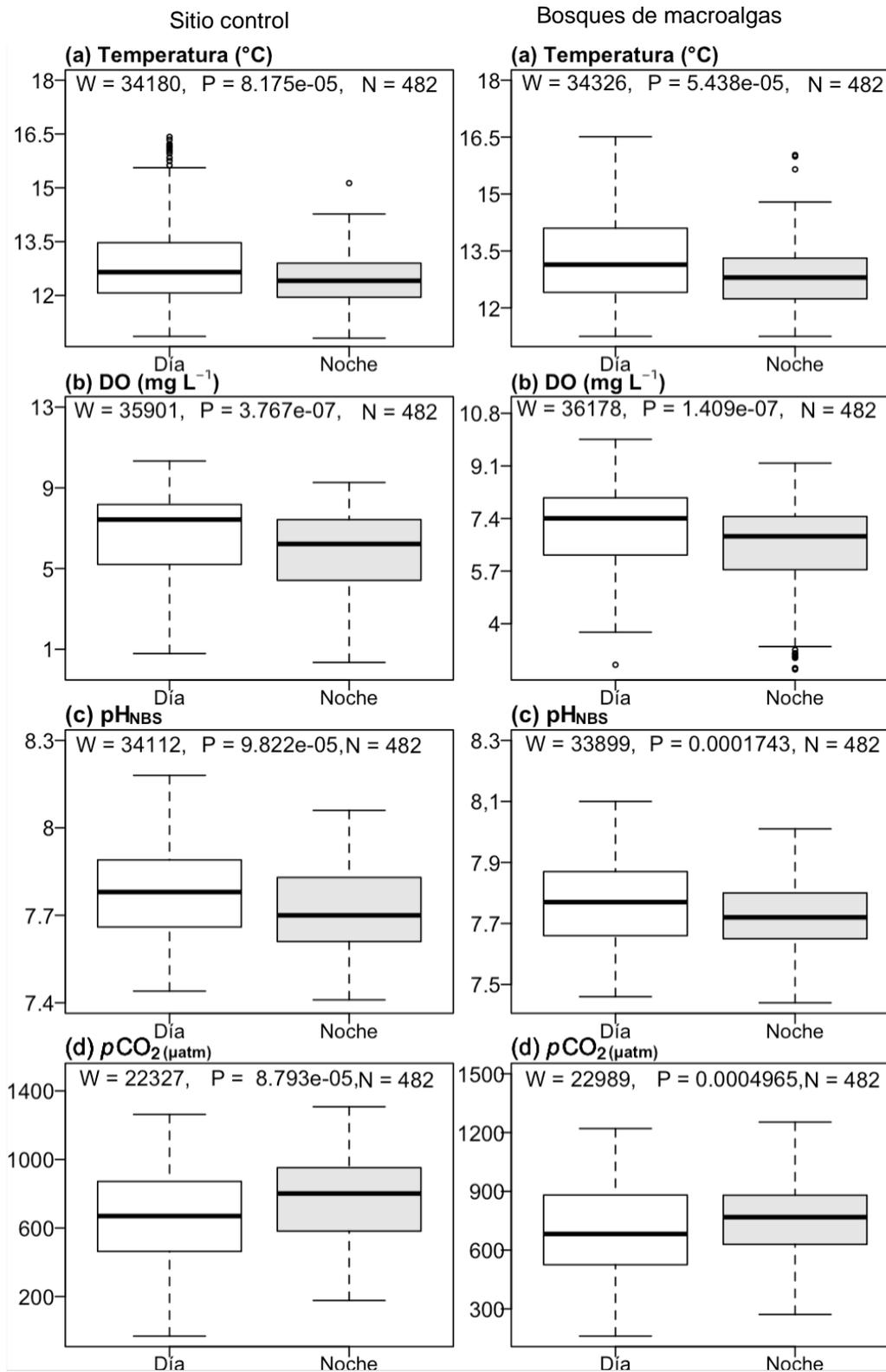


Figura 23:

Figura 24:

Profundidad  
Estación primavera

Sitio control

Bosques de macroalgas

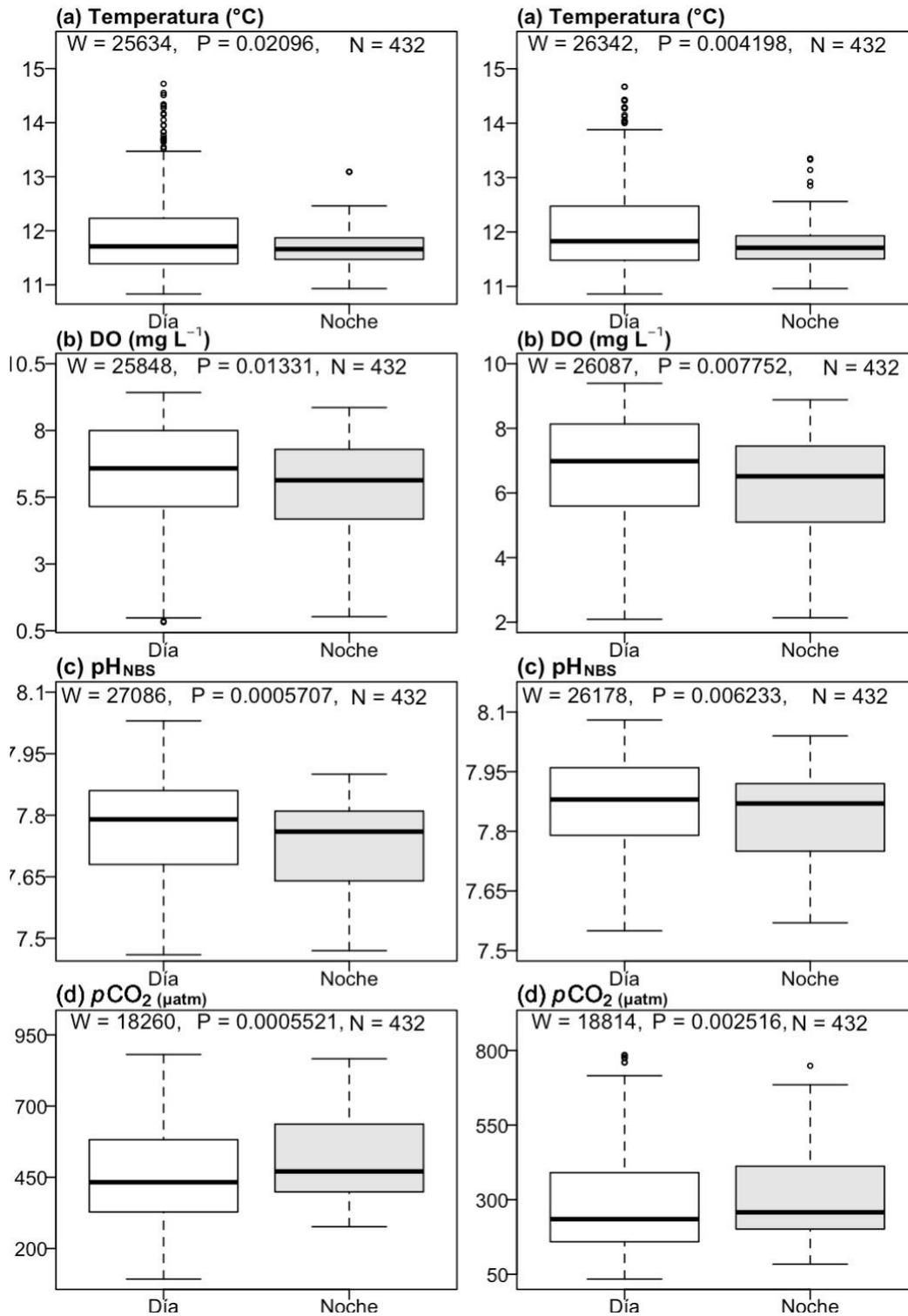


Figura 25:

Figura 26:

Figura 19: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la superficie estación verano, sitio control. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c)  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , d)  $\text{pCO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando  $p < 0.05$ .

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

Figura 20: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la superficie estación verano, bosques de macroalgas. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c)  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , d)  $\text{pCO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando  $p < 0.05$ .

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

Figura 21: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la profundidad estación verano, sitio control. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c)  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , d)  $\text{pCO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando  $p < 0.05$ .

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

Figura 22: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la profundidad estación verano, bosques de macroalgas. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c)  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , d)  $\text{pCO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando  $p < 0.05$ .

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

Figura 23: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la superficie estación primavera, sitio control. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c)  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , d)  $\text{pCO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando  $p < 0.05$ .

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

Figura 24: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la superficie estación primavera, bosques de macroalgas. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c)  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , d)  $\text{pCO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando  $p < 0.05$ .

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

Figura 25: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la profundidad estación primavera, sitio control. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c)  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , d)  $\text{pCO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando  $p < 0.05$ .

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

Figura 26: Significancia de los periodos diurnos (caja blanca) y nocturnos (caja gris) en la profundidad estación primavera, bosques de macroalgas. Las variables son a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) DO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), c)  $\text{pH}_{\text{NBS}}$ , d)  $\text{pCO}_2$  (uatm). La línea negra representa la mediana de los datos (50% de los datos). La diferencia significativa se indica cuando  $p < 0.05$ .

**Fuente:** Elaboración propia con software Rstudio.

#### **4.5 Percepción del reconocimiento de los bosques de macroalgas y su valoración en la importancia ambiental.**

Se decidió aplicar una encuesta en la comunidad de la Caleta Chome para analizar las percepciones considerando tres dimensiones; el reconocimiento, la valoración y la participación de la comunidad respecto a los bosques de macroalgas. Se entrevistaron a 48 personas en total, de las cuales 22 correspondían a hombres y 26 eran mujeres, representando el 46% y 54% respectivamente (**Figura 27**). Las edades de los habitantes encuestados abarcaron desde los 12 años hasta los 70 años. El 15 % tenía menos de 30 años, en el rango de 30 a 40 años estaba el 10 %, entre 41 y 50 años el 8 %, el 27 % entre 51 y 60 años, el 31 % entre 61 y 70 años y el 8 % eran mayores de 70 años (**Figura 28**). En relación con la ocupación, el 2 % eran secretarias, el 4 % eran recolectores, el 4 % jubilados, el 4 % estudiantes, el 6 % garzones, el 8 % trabajaban independientes, el 29 % dueñas de casa y el 42 % pescadores (**Figura 29**). Los resultados de la encuesta mostraron que los entrevistados en su totalidad están familiarizados con las macroalgas, específicamente el 100% (**Figura 30**). Además, todos reconocieron algunas especies que forman parte de dichos entornos (**Figura 31**), mencionando específicamente aquellas que se encuentran en la zona (**Figura 45**), como el huiro flotador (*Macrocystis pyrifera*), la luga negra (*Sarcothalia crispata*), el huiro palo (*Lessonia trabeculata*) y el cochayuyo (*Durvillaea antártica*). Las imágenes se obtuvieron directamente de la zona de estudio, dentro de los bosques de macroalgas. En relación con la experiencia personal en la observación de especies marinas asociadas a las macroalgas, el 81% de los encuestados afirmó haberlas avistado, mientras que el 19% reportó no haberlo hecho (**Figura 32**). Sumando a ello, algunas de las especies marinas presentes en el entorno se pueden observar en las imágenes (**Figura 46**) los cuales también fueron obtenidos del interior de los bosques de macroalgas en Caleta Chome. Además, se registra que el 77% de los encuestados ha participado en actividades como buceo, pesca o el turismo, (**Figura 33**) de los cuales solo el 41% ha identificado alguna amenaza específica en las

macroalgas (**Figura 36**), tales como la sobreexplotación. Respecto a cambios en la cantidad de las macroalgas en los últimos 5 años, el 10% informó que han aumentado, el 31% no percibió cambios y el 59% indicó una disminución (**Figura 37**). También se analizó la percepción del reconocimiento de los servicios ecosistémicos proporcionados por macroalgas utilizando una escala Likert del 1 al 5, donde: 1: No valioso, 2: Poco valioso, 3: Indiferente, 4: Muy valioso, 5: Totalmente valioso. En relación con la provisión de biodiversidad, el 5% de los encuestados mostró indiferencia, el 48% lo consideró muy valioso y el 42% lo valoró como totalmente valioso (**Figura 38**). Respecto al servicio de refugio para las especies marinas, el 2% expresó indiferencia, mientras que el 56% lo consideró muy valioso y el 42% lo valoró como totalmente valioso (**Figura 39**). En cuanto al servicio de protección contra el oleaje, el 6% lo consideró no valioso, el 40% mostró indiferencia, el 40% lo consideró valioso y el 15% lo valoró como totalmente valioso (**Figura 40**). Por otro lado, se analizó la percepción de la participación según su grado de aceptación en una escala Likert del 1 al 5, donde: 1: Muy en desacuerdo, 2: En desacuerdo, 3: Indiferente, 4: De acuerdo, 5: Muy de acuerdo. Respecto a la conciencia sobre los beneficios de las macroalgas entre los residentes locales, el 13% expresó estar muy en desacuerdo, el 27% estuvo de acuerdo, el 6% mostró indiferencia, el 48% estuvo de acuerdo y finalmente, el 6% estuvo muy de acuerdo (**Figura 41**). En cuanto a las iniciativas para promover la conservación de las macroalgas, el 19% mostró estar muy en desacuerdo, el 17% estuvo en desacuerdo, el 13% se mostró indiferente, el 50% estuvo de acuerdo y el 2% estuvo muy de acuerdo (**Figura 42**). Respecto a la participación de la comunidad local en programas educativos sobre la relevancia de las macroalgas, el 40 % manifestó su desacuerdo, el 10 % se mostró indiferente, el 35% estuvo de acuerdo y, por último, el 8 % mostró estar muy de acuerdo (**Figura 43**). Finalmente, en la afirmación sobre la recolección y venta de macroalgas son actividades importantes para los residentes locales, el 2% se mostró indiferente, el 6% estuvo de acuerdo y el 92% estuvo muy de acuerdo (**Figura 44**).

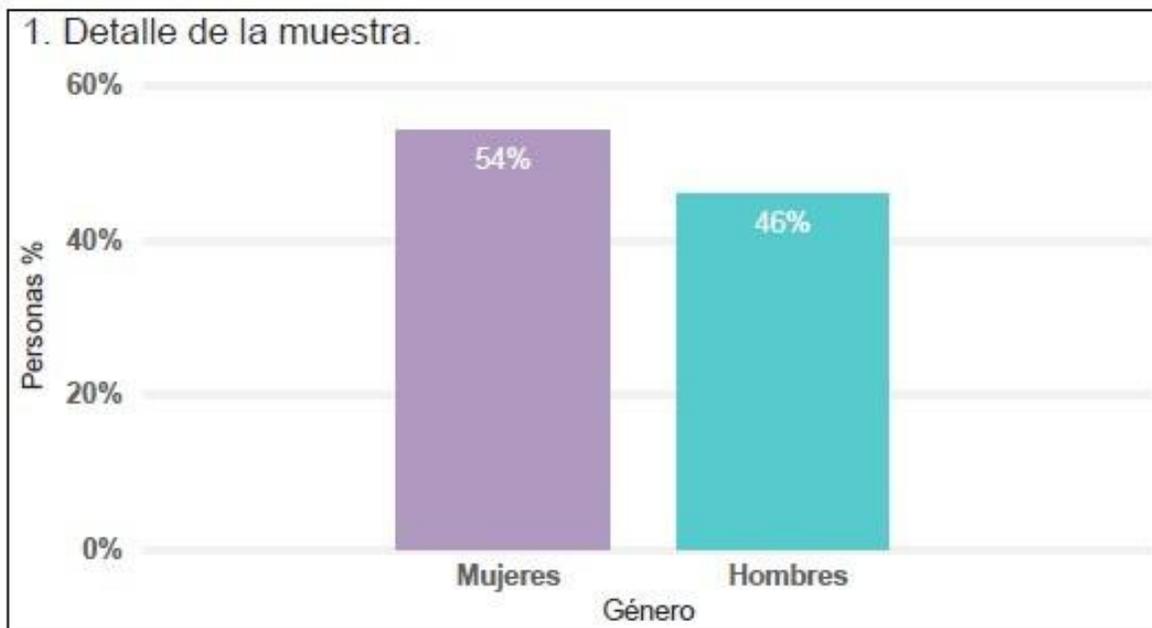


Figura 27: Caracterización de la muestra por género (N= 48).

Fuente: Elaboración propia mediante software Power BI.

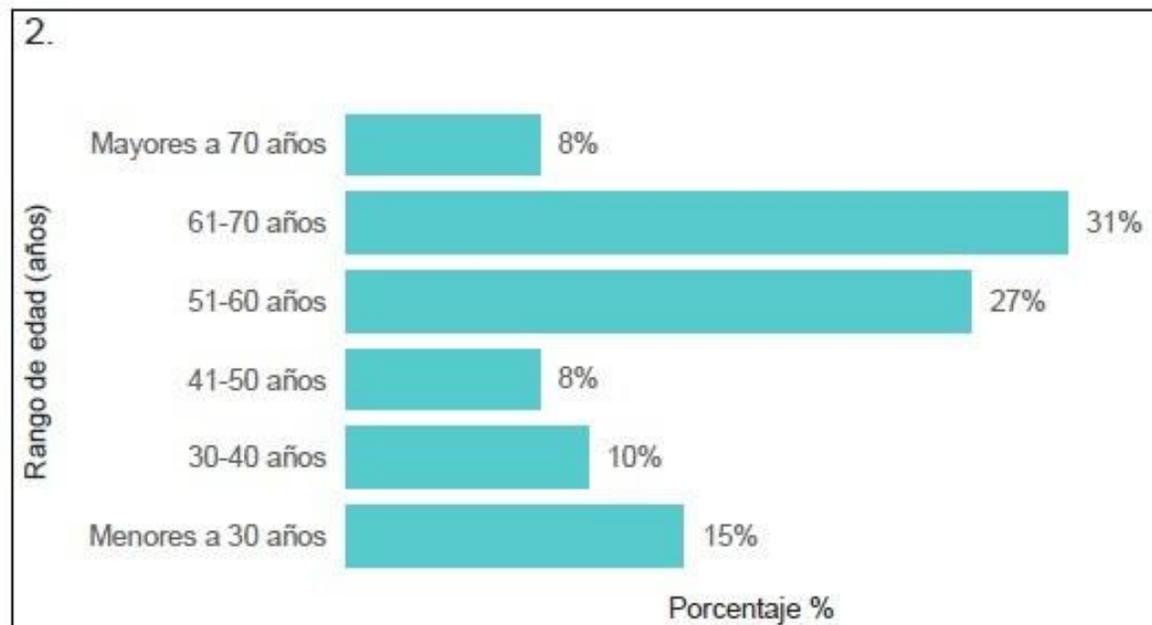


Figura 28: Caracterización de la muestra por rango de edad (N= 48).

Fuente: Elaboración propia mediante software Power BI.

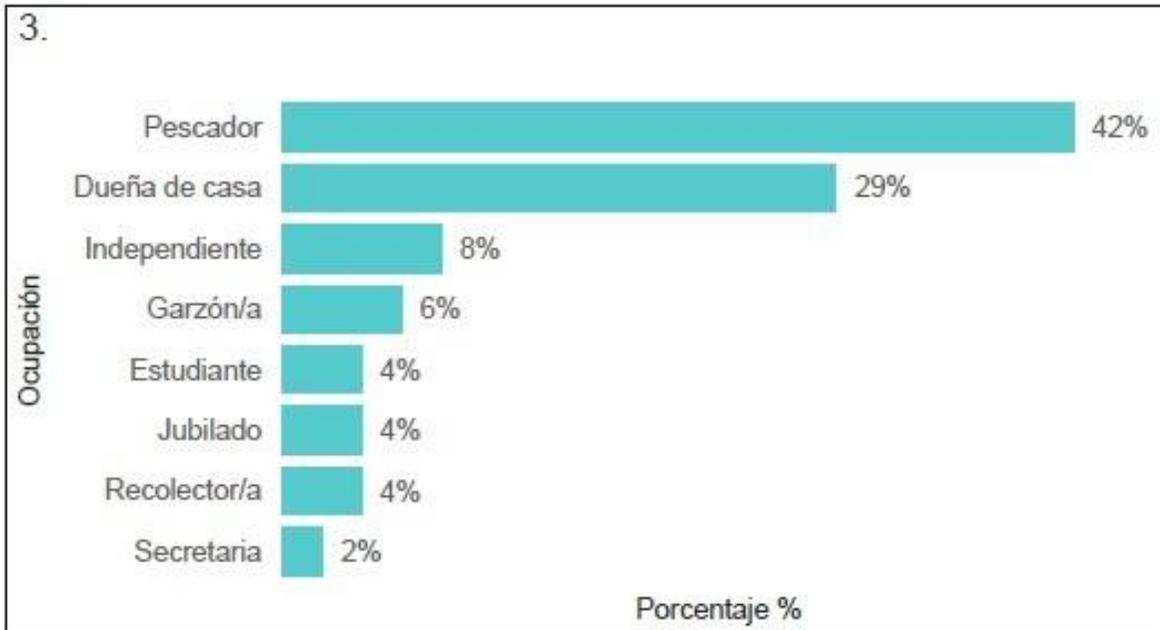


Figura 29: Caracterización de la muestra por ocupación (N= 48).

Fuente: Elaboración propia mediante software Power BI.



Figura 30: Frecuencia relativa porcentual sobre el reconocimiento de los bosques de macroalgas (N= 48).

Fuente: Elaboración propia mediante software Power BI.



Figura 31: Frecuencia relativa porcentual sobre el conocimiento de especies que conforman los bosques de macroalgas (N= 48).

Fuente: Elaboración propia con software Power BI.



Figura 32: Frecuencia relativa porcentual sobre si han tenido experiencias relacionadas con los bosques de macroalgas (N= 48).

Fuente: Elaboración propia con software Power BI.



Figura 33: Frecuencia relativa porcentual sobre la participación en actividades que involucren los bosques de macroalgas (N= 48).

Fuente: Elaboración propia con software Power BI.

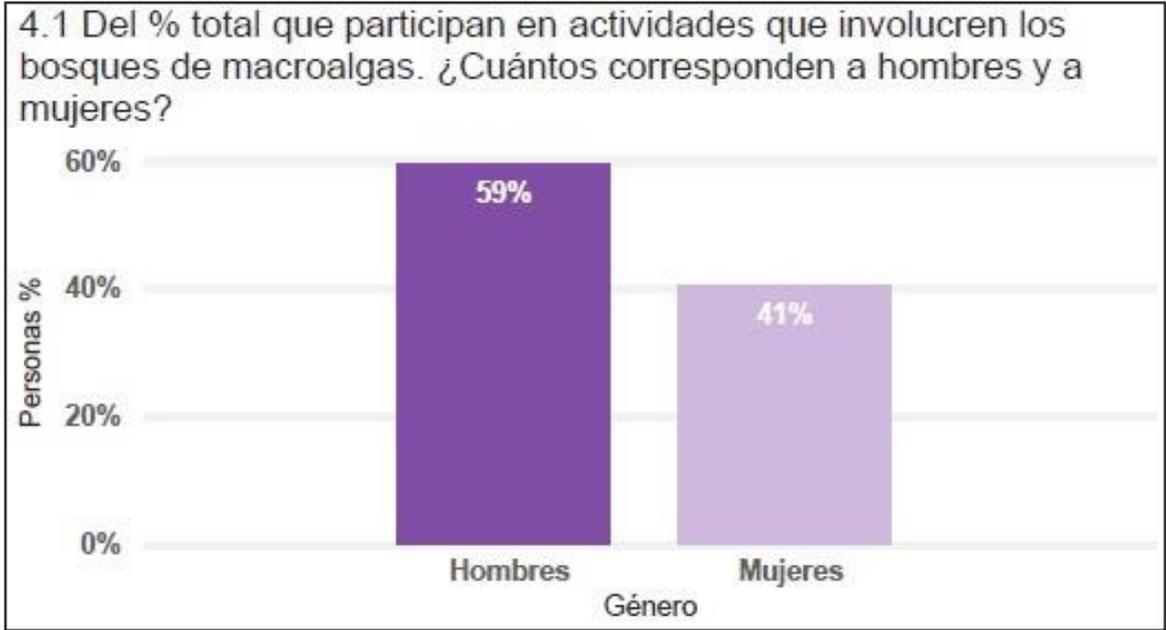


Figura 34: Frecuencia relativa porcentual de hombres y mujeres que participan en actividades que involucren los bosques de macroalgas (N= 37).

Fuente: Elaboración propia con software Power BI.



Figura 35: Frecuencia relativa porcentual de hombres y mujeres que no participan en actividades que involucren los bosques de macroalgas (N= 11).

Fuente: Elaboración propia con software Power BI.



Figura 36: Frecuencia relativa porcentual sobre amenazas que afecte a los bosques de macroalgas (N= 48).

Fuente: Elaboración propia con software Power BI.

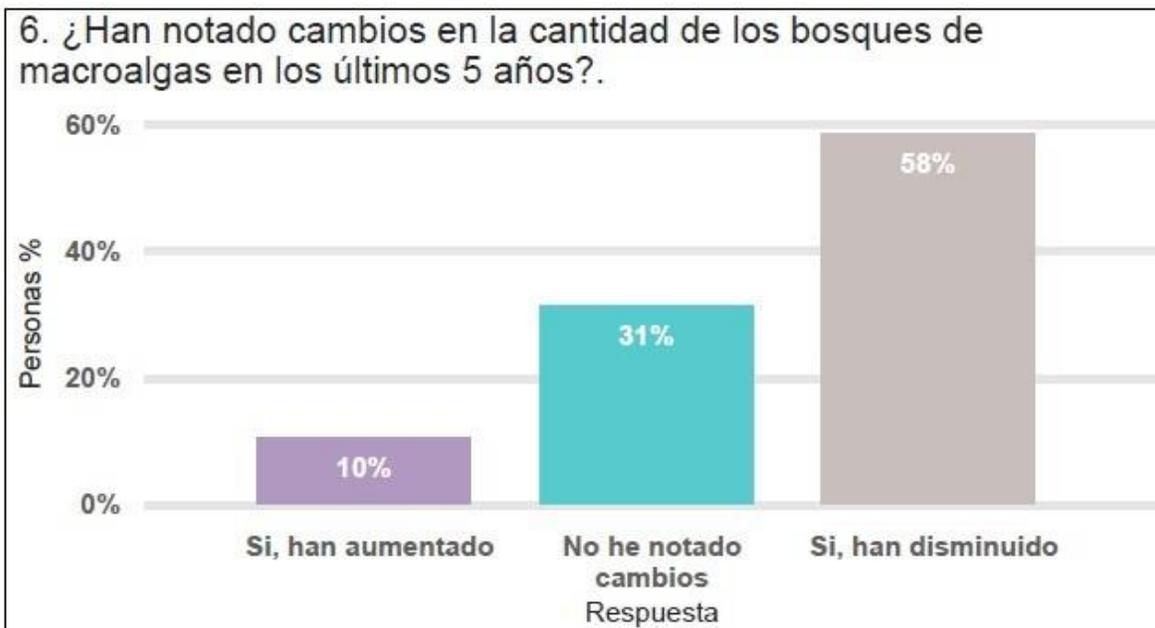


Figura 37: Frecuencia relativa porcentual sobre cambios en volumen de los bosques de macroalgas (N= 48).

**Fuente:** Elaboración propia con software Power BI.

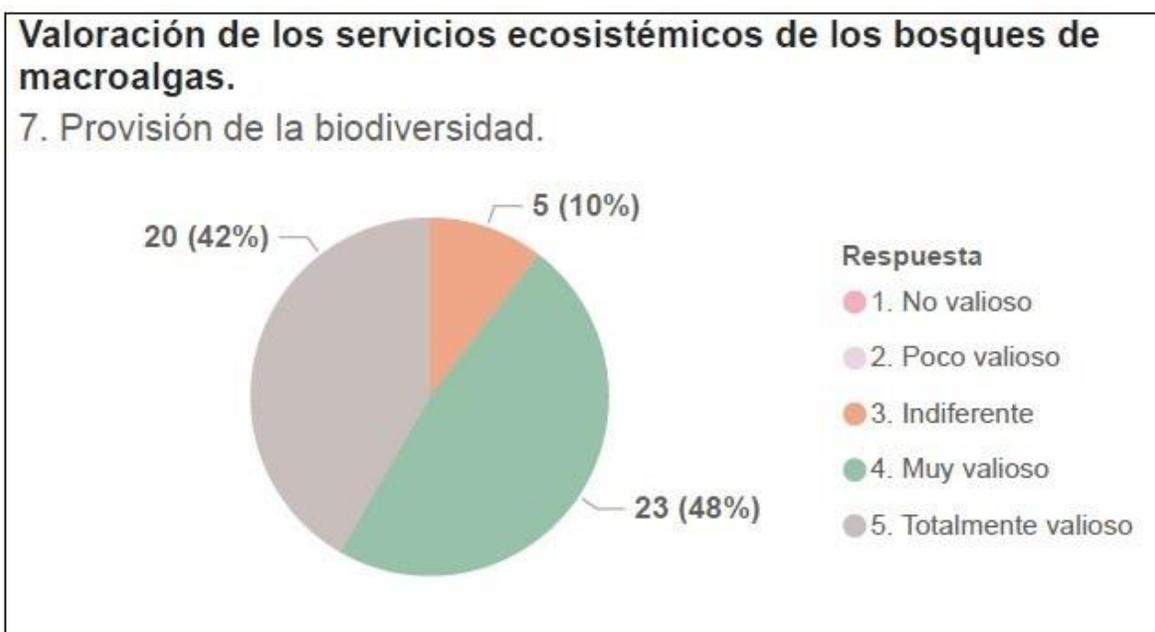


Figura 38: Frecuencia relativa porcentual sobre la valoración de los servicios ecosistémicos en la provisión de la biodiversidad (N= 48).

**Fuente:** Elaboración propia con software Power BI.

### 7.1 Refugio para las especies marinas.

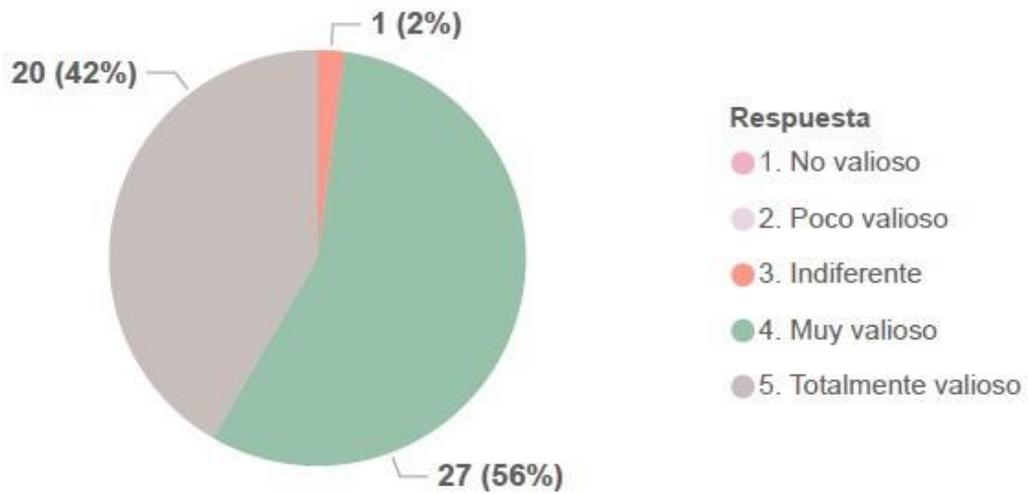


Figura 39: Frecuencia relativa porcentual sobre la valoración de los servicios ecosistémicos como refugio para las especies marinas (N= 48).

Fuente: Elaboración propia con software Power BI.

### 7.2 Protección contra el oleaje.

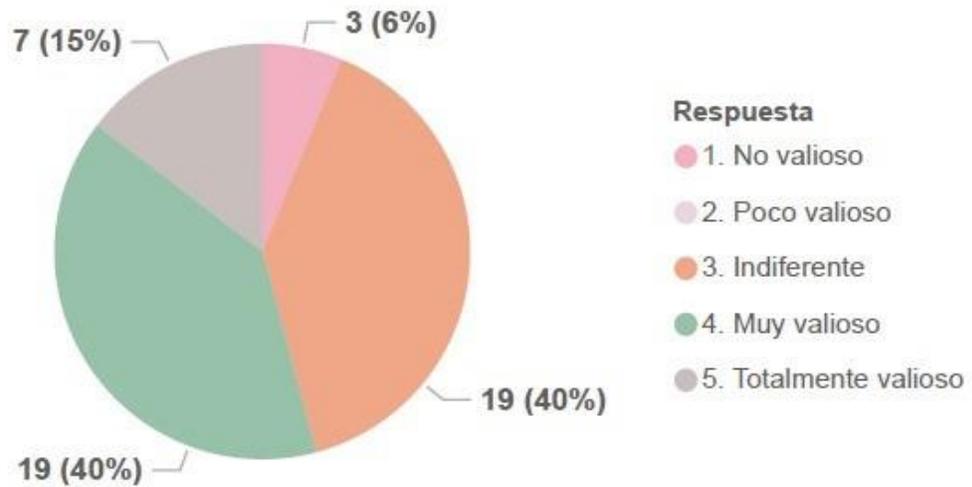


Figura 40: Frecuencia relativa porcentual sobre la valoración de los servicios ecosistémicos como protección contra el oleaje (N= 48).

Fuente: Elaboración propia con software Power BI.

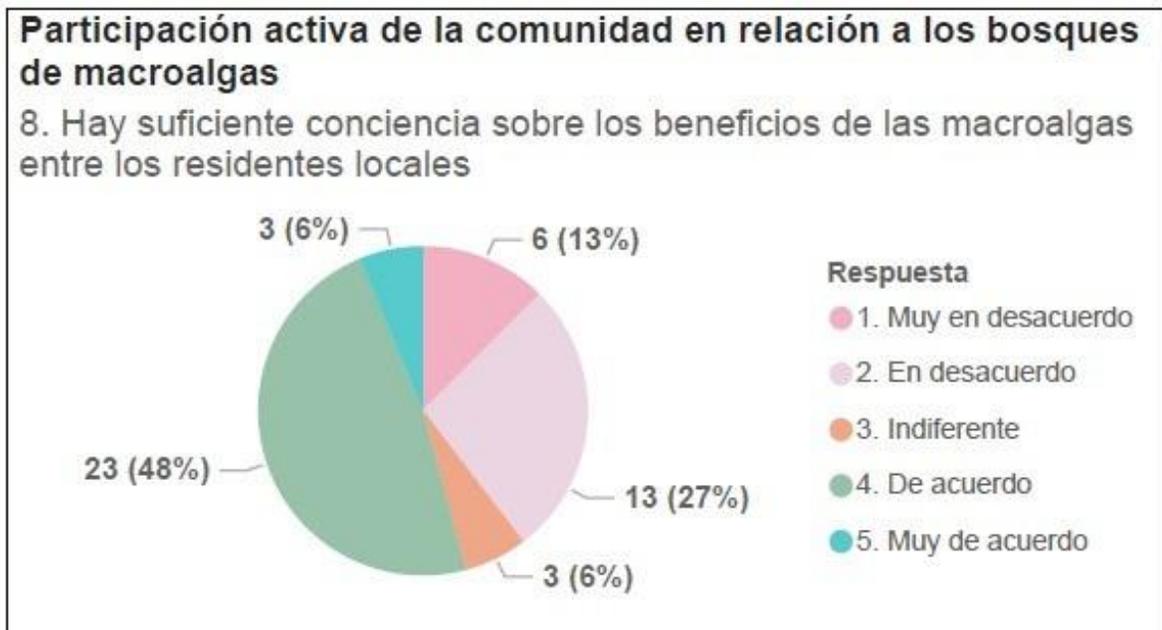


Figura 41: Frecuencia relativa porcentual sobre la participación de la comunidad en relación con los bosques de macroalgas (N= 48)

Fuente: Elaboración propia con software Power BI.



Figura 42: Frecuencia relativa porcentual sobre la participación de la comunidad en relación con los bosques de macroalgas (N= 48)

Fuente: Elaboración propia con software Power BI.

8.2 La comunidad local participa en programas educativos sobre la importancia de los bosques de macroalgas.

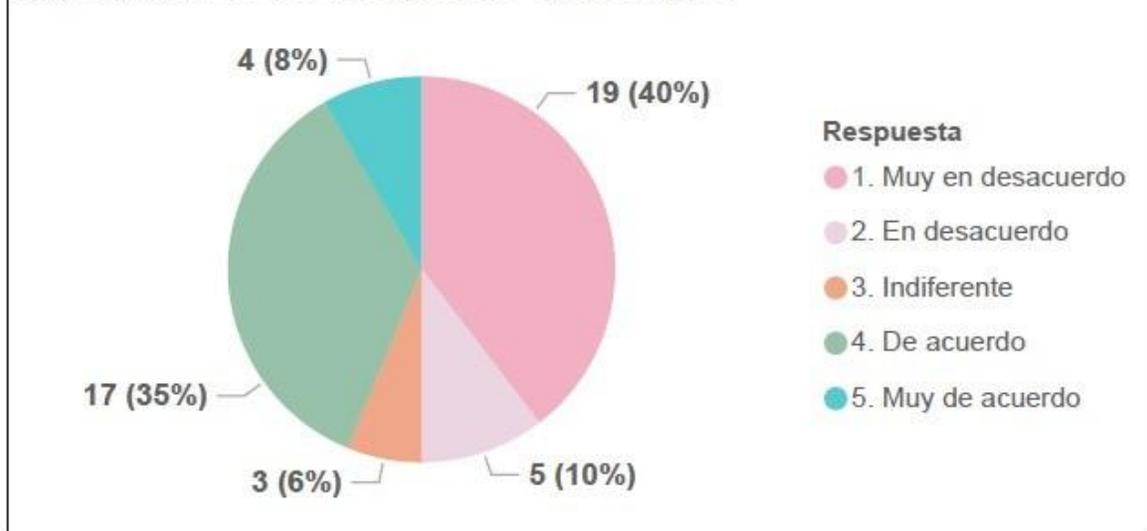


Figura 43: Frecuencia relativa porcentual sobre la participación de la comunidad en relación con los bosques de macroalgas (N= 48)

Fuente: Elaboración propia con software Power BI.

8.3 La recolección y venta de macroalgas son actividades económicas importantes para los residentes locales.



Figura 44: Frecuencia relativa porcentual sobre la recolección y venta de macroalgas como actividades económicas importantes para los residentes locales (N= 48)

Fuente: Elaboración propia con software Power BI.

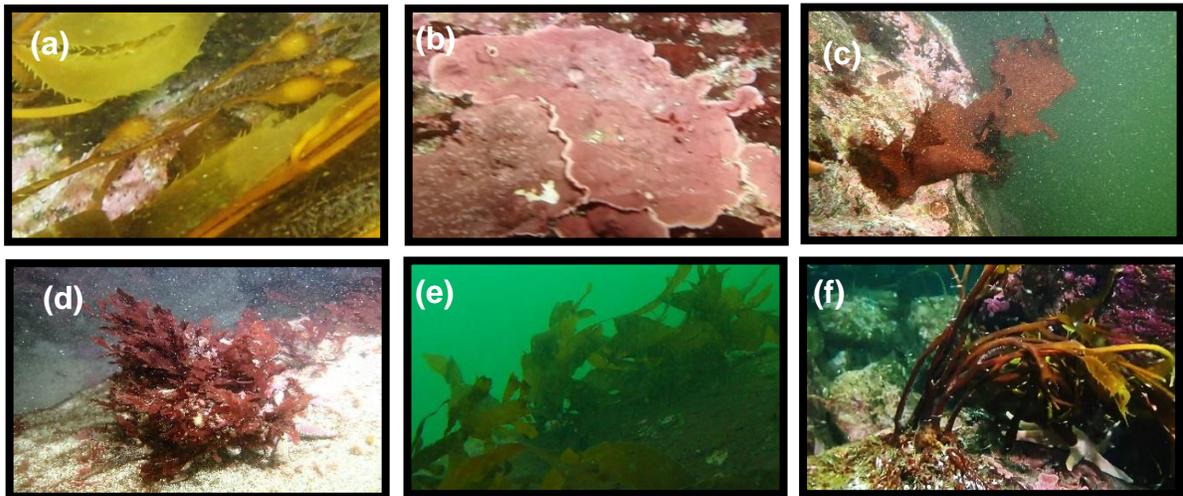


Figura 45: Imágenes de macroalgas capturadas en el interior de los bosques de macroalgas en Caleta Chome.

Fuente: Proyecto Packard Foundation, Erasmo Macaya, 2023.

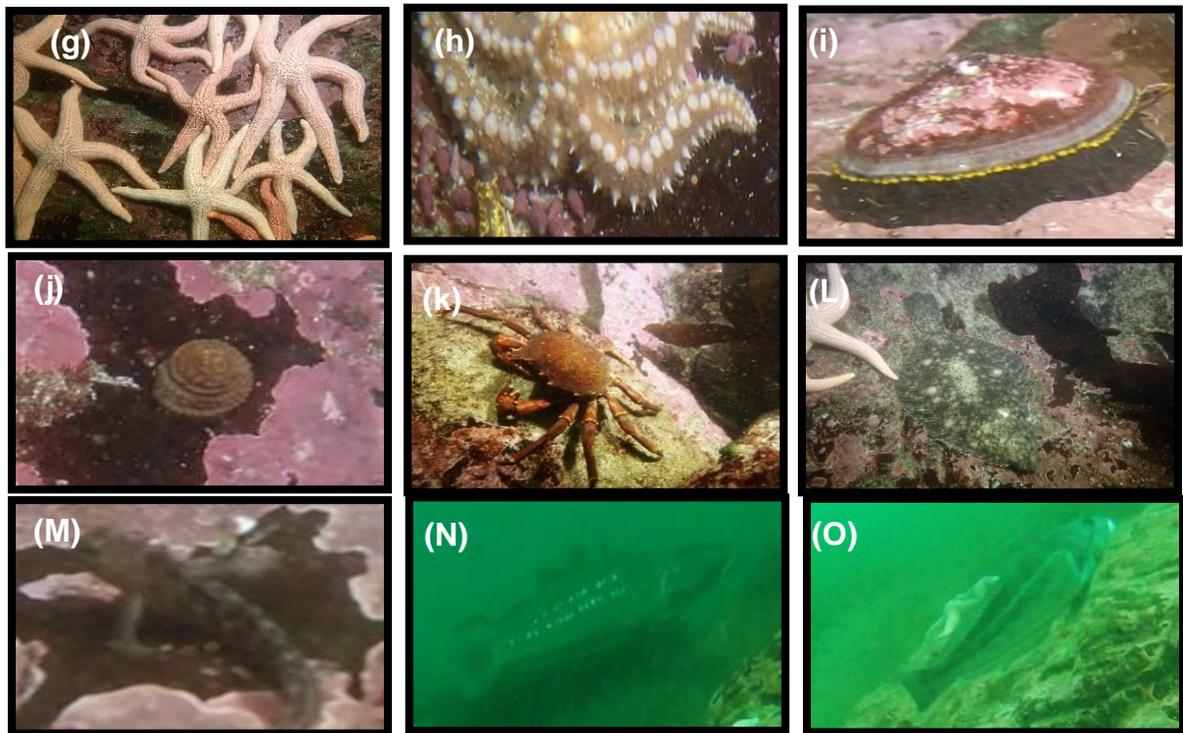


Figura 46: Imágenes de especies marinas capturadas en el interior de los bosques de macroalgas en Caleta Chome.

Fuente: Proyecto Packard Foundation, Erasmo Macaya, 2023.

## Identificación de algas y especies marinas

### Figura 45:

- (a) *Macrocystis pyrifera*,
- (b) *Corallinales costrosas*,
- (c) *Sarcothalia crispata*,
- (d) *Gelidium lingulatum*,
- (e) *Durvillaea antártica*
- (f) *Lessonia trabeculata*.

### Figura 46:

- (g) *Stichaster striatus*,
- (h) *Meyenaster gelatinosus*,
- (i) *Fissurella crassa*
- (j) *Siphonaria lesson*,
- (k) *Taliepus dentatus*,
- (L) *Paralichthys sp.*
- (M) *Schroederichthys sp.*
- (N) *Pinguipes chilensis*,
- (O) *Prolatilus jugularis*

## 5. DISCUSIÓN

### 5.1 Variabilidad de la temperatura, oxígeno disuelto (DO), pH y $p\text{CO}_2$ , considerando las forzantes de variabilidad a escala diurna y del ciclo de surgencia.

Durante el periodo de estudio se observaron eventos recurrentes de surgencia en las estaciones de verano (**Figura 9**) y primavera (**Figura 10**), coincidiendo con abril y noviembre, propicios para tales fenómenos en la zona (EULA, 2009). Estos eventos son influenciados por los vientos anticiclónicos asociados al centro de alta presión del Pacífico sureste, que prevalecen en primavera y verano, induciendo frecuentes e intensos eventos de surgencia (Linacre & Palma, 2004). Dichos fenómenos pueden afectar la fisiología y morfometría y en las macroalgas (Parra Ramírez, C.A, 2022), pero también la disponibilidad de nutrientes, lo cual influyen directamente en su crecimiento y biomasa (Nielsen & Navarrete, 2004; Stewart et al., 2009; Tapia et al., 2014). En cuanto a los parámetros estudiados en los bosques de macroalgas y sitio control, los resultados revelaron que en el dosel no existe un potencial asociado en la captura de dióxido de carbono, dado que el pH es igual en ambos sitios e incluso mayor en el sitio control (**Figura 15**). Esto se debe a las importaciones constante de materia orgánica en los ecosistemas mencionados (Foley y Koch, 2010; Miller y Page, 2012; Zuercher y Galloway, 2019), la cual es consumida por especies marinas. Como resultado de este proceso, se libera dióxido de carbono, lo que a su vez incrementa la actividad metabólica tanto de las algas como de otros organismos presente en el entorno, disminuyendo la producción neta del ecosistema (Gallagher et al., 2021). En general, el consumo de materia orgánica podría afectar significativamente a las macroalgas hasta el punto de que parecen heterótrofos a escala local ( $-9,2 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ), convirtiéndose cada vez más en una fuente de carbono para la columna de agua al contabilizar la remineralización de su producción exportada (cal  $-40,6 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ) (Krause-Jensen y Duarte 2016).

Sin embargo, el oxígeno disuelto presentó un impacto local, porque fue mayor en el interior de las algas en comparación con el sitio control (**Figura 17**). Considerando esto, varias investigaciones han informado que tienen un impacto local tanto en el pH como en el O<sub>2</sub> particularmente en la superficie (Frieder et al., 2012; Hoshijima & Hofmann, 2019; Koweek et al., 2017; Pfister et al., 2019). De hecho, la mayoría de los estudios realizados hasta la fecha han observado que estos bosques de algas actúan como sumideros netos de CO<sub>2</sub> (Delille et al., 2000; Ikawa & Oechel, 2015; Watanabe et al., 2020; kimet al., 2022), y que la intensidad de la reducción de CO<sub>2</sub> está relacionada con la superficie frondosa y la productividad (Ikawa & Oechel, 2015). En base a lo anterior, podemos interpretar que dicha tendencia varía dependiendo del estado del bosque de macroalgas y de la dinámica costera presente en la región. En cuanto a la variabilidad biogeoquímica en la profundidad entre los bosques de macroalgas y el sitio control, el pH fue más alto en el interior de las algas, lo cual se atribuye a dos factores principales: las corrientes atenuadas y agua más cálidas dentro del ecosistema, impulsado por una combinación de factores y procesos físicos (Gaylord et al., 2007, 2012; Nickols et al., 2012). Esto conlleva a una reducción de la turbulencia y la mezcla del agua, facilitando así la acumulación continua de aguas más cálida en el interior de las algas. El aumento de la temperatura puede influir en el equilibrio químico del fondo marino, provocando un incremento en el pH. Este fenómeno ha sido observado en la dinámica biogeoquímica de la profundidad de las algas, tal como lo ilustra el estudio de Koweek et al. (2017). Pero también se podría deber a su capacidad para capturar dióxido de carbono, ya que estudios han demostrado que *Macrocystis Pyrifera* tiene una alta actividad fotosintética a 6 metros de profundidad (Valera et al., 2018). Por otro lado, los resultados mostraron que el pH y el DO del agua en los bosques de macroalgas fueron más alto durante el día en comparación con el pH del agua durante la noche (**Figura 20**) (**Figura 22**) (**Figura 24**) (**Figura 26**), estos patrones se producen en respuesta a la disponibilidad de luz diurna para la fotosíntesis (Wahl et al., 2015) pero también a los ciclos de marea. Del mismo modo, investigaciones han identificado ciclos diurnos en el pH del agua de mar adyacente a la vegetación macroalgal, con el patrón común de un pH más alto

durante el día (impulsado por la fotosíntesis) y un pH más bajo por la noche (impulsado por la respiración) (Middelboe & Hansen, 2007; Semesi et al., 2009; Frieder et al., 2012; Cornwall et al., 2013; Krause-Jensen et al., 2015; Wahl et al., 2018). En algunos casos la variabilidad diurna del pH puede variar de 1,2 hasta 1,5 unidades, dependiendo de la densidad de crecimiento de las macroalgas y de los niveles de productividad resultantes (Krause-Jensen et al., 2015; Wahl et al., 2015). Esto podría beneficiar a los organismos a proporcionar un alivio cíclico o periódico frente a la acidificación del océano, por ejemplo, los mejillones (*Mytilus edulis*) y bivalvos mostraron beneficiarse de esta modulación autótrofa del pH (Wahl et al., 2018; Frieder et al., 2014; Young & Gobler, 2018; Jiang et al., 2022; Young et al., 2022). Los cuales, pueden variar dependiendo de varios factores como la productividad estacional (Middelboe & Hansen, 2007), el estado fotosintético, el tiempo de retención del agua y la mezcla (Buapet et al., 2013; Koch et al., 2013) y la disponibilidad de nutrientes (Gao & McKinley, 1994; Celis-Pla et al., 2015). Además de eso, se evaluaron las variables ambientales considerando el factor estación, sitio y la combinación entre ellas (**Tabla 2**). Por un lado, solo el pH no mostró diferencias significativas entre el factor estación ( $F_{1.3154} = 3$ ,  $p = 0,11 > 0,05$ ). Por otro lado, solo el DO mostró diferencias significativas en el factor sitio ( $F_{1.3154} = 70,22$ ,  $p = 0,00 < 0,05$ ). Y respecto a las interacciones entre (estación-sitio), (estación-profundidad) y (sitio- profundidad), solo el pH no mostró diferencias significativas. Por último, entre las interacciones (estación-sitio - profundidad) solo el  $p\text{CO}_2$  no mostró diferencias significativas ( $F_{1.3154} = 3,28$ ,  $p = 0,07 > 0,05$ ). Basado en los resultados de la hipótesis 1, se acepta porque la presión parcial del dióxido de carbono ( $p\text{CO}_2$ ) dentro y fuera de los bosques de macroalgas, es diferente en la superficie (frondas) y en la profundidad (discos basales). Igualmente, la hipótesis 2 es aceptada, ya que las variaciones entre verano y primavera en la potencial captura de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) dentro de las macroalgas.



## 5.2 Percepción de las comunidades costeras

Los resultados muestran que aproximadamente el 66% de los encuestados tenía una edad superior a los 51 años (**Figura 28**), lo cual indica una población longeva, por lo que su experiencia es importante en esta investigación, las principales ocupaciones entre los encuestados eran pescadores 42% y dueños de casa 29% (**Figura 29**). En relación a la dimensión del reconocimiento, todos los entrevistados conocían algunas especies de algas y el 81 % avistó especies marinas que dependen de ellos (**Figura 32**), como los chungungos. Por otra parte, solo el 77% de los encuestados tuvo experiencia directa con macroalgas (**Figura 33**), de los cuales el 59 % eran hombres y el 41% mujeres (**Figura 34**). Además, el 42% eran pescadores, por lo que la ocupación y la experiencia directa son elementos importantes para percibir el reconocimiento. Evidentemente, la extracción de algas pardas es de gran importancia social, ya que algueros, pescadores y sus familias dependen parcial o totalmente de estos recursos (Comité Científico Bentónico, 2020). En consecuencia, se ha transformado en un gran problema socio ambiental y, aunque en los últimos años se han visto muy afectados, solo el 41 % de los encuestados reconocieron amenazas específicas (**Figura 36**), tales como la sobreexplotación. Se les preguntó si habían notado cambios en volumen en los últimos cinco años; el 10 % dijo que habían aumentado, el 31 % no había notado cambios y el 58 % dijo que habían observado una disminución (**Figura 37**), un porcentaje alto y aunque no hay datos oficiales sobre su conservación, se reconoce que la depredación de las algas se presentó como una opción para pescadores (as) (Oceana, 2020). Por lo tanto, los resultados proporcionan evidencia del reconocimiento de las macroalgas. Respecto a la dimensión de la valoración de los servicios ecosistémicos proporcionados por las macroalgas, todas las respuestas mostraron un consenso, destacando especialmente el refugio para las especies marinas y la provisión de la biodiversidad. Los cuales, coinciden con un estudio previo realizado en Quintay (Vargas Ubilla, R. M. 2023). En cambio, el servicio ecosistémico protección contra el oleaje fue el menos valorado, dado que 6% lo consideró no valioso, el 40% mostró indiferencia y solo el 55% lo consideró muy y

totalmente valioso (**Figura 40**). Es fundamental considerar que no se investigó el servicio del impacto en la mitigación del cambio climático, por limitaciones en la formulación de la pregunta. Sin embargo, en la encuesta realizada en Quintay, fue uno de los servicios ecosistémicos menos apreciados (Vargas Ubilla, R. M. 2023). Esto podría deberse al uso de un lenguaje técnico que no resulta comprensible para todos. El desafío consiste en abordar las problemáticas para que sean entendibles tanto para la comunidad local como para la comunidad científica. En cuanto a los resultados obtenidos, se observa una alta valoración de los servicios ecosistémicos, ya que el 97% de la muestra los evaluó de manera muy positiva. Con relación a la dimensión de participación no se llegó a un consenso en las respuestas proporcionadas por los encuestados. Según la afirmación de si existe suficiente conciencia sobre los beneficios de las macroalgas, el 40% estuvo muy en desacuerdo, mientras que el 54 % se mostró muy de acuerdo o de acuerdo, y el resto se mostró indiferente (**Figura 41**). Sobre la afirmación de que se realizan iniciativas para promover la conservación de macroalgas en la Caleta, el 36 % estuvo muy en desacuerdo o en desacuerdo, y el 52 % muy de acuerdo (**Figura 42**). Algunas de estas iniciativas han sido impulsadas por Turismo Chome Aventura y Soplo a la Vista, que van más allá del simple turismo al incluir educación ambiental. En cuanto a la afirmación, de que la comunidad local participa en programas educativos sobre la importancia de las macroalgas, el 50% estuvo muy en desacuerdo o en desacuerdo, mientras que el 43% estuvo de acuerdo o muy de acuerdo (**Figura 43**). La disparidad probablemente se debe a la desconexión entre el conocimiento local y el científico, lo que su vez obstaculiza la proposición de iniciativas y el trabajo en conjunto. Esta situación puede dificultar la participación de todos los involucrados. Finalmente, el 98% estuvo muy de acuerdo o de acuerdo en que la recolección y venta de macroalgas son actividades económicas importantes para los residentes locales, mientras que solo el 2% mostró indiferencia (**Figura 44**).

## 6. CONCLUSIÓN

Los resultados de este estudio, aunque preliminares, sugieren que durante las estaciones de verano y primavera no se encuentran evidencias consistentes que respalden la idea de que los bosques de macroalgas tengan un potencial para la captura del dióxido de carbono en el dosel. Sin embargo, se observa que dicho potencial sí existe en la profundidad de los ecosistemas, impulsado por una combinación de procesos y factores físicos. Este estudio establece un punto de partida para futuras investigaciones que realicen un análisis más exhaustivo, considerando una ventana de tiempo más amplia, por ejemplo, abarcando todas las estaciones del año. Además, es importante tener en cuenta que estos hallazgos no pueden generalizarse para otros tipos de bosques de macroalgas en Chile, ya que pueden presentar características específicas distintas. Por esta razón, sería interesante replicar este experimento en otras regiones de Chile con macroalgas que presenten estructuras, especies y tamaños diferentes. No obstante, es el primer estudio con datos de campo que podrían ayudar a mejorar las políticas públicas en relación con el potencial de este sistema en la mitigación del cambio climático. Además, es importante destacar que, si bien la comunidad local reconoce y valora las macroalgas, existe una falta de conexión entre los diferentes entes sociales. Esta conexión es clave para generar colaboraciones más amplias y, en consecuencia, buscar nuevas soluciones frente a los problemas socio-ambientales.

## 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adam, P. (2016). Saltmarshes. In Kennish MJ (ed) Encyclopedia of Estuaries. Springer.
- Atwood, T. B., Connolly, R. M., Almahasheer, H., Carnell, P. E., Duarte, C. M., Ewers Lewis, C. J., Irigoien, X., Kelleway, J. J., Lavery, P. S., Macreadie, P. I., Serrano, O., Sanders, C. J., Santos, I., Steven, A. D. L., & Lovelock, C. E. (2017). Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nature Climate Change*, 7(7), 523–528.
- Baker, R., Taylor, M. D., Able, K. W., Beck, M. W., Cebrian, J., Colombano, D. D., Connolly, R. M., Currin, C., Deegan, L. A., Feller, I. C., Gilby, B. L., Kimball, M. E., Minello, T. J., Rozas, L. P., Simenstad, C., Turner, R. E., Waltham, N. J., Weinstein, M. P., Ziegler, S. L., ... Staver, L. W. (2020). Fisheries rely on threatened salt marshes. *Science (New York, N.Y.)*, 370(6517), 670–671.
- Baltar, F., Alvarez-Salgado, X. A., Arístegui, J., Benner, R., Hansell, D. A., Herndl, G. J., & Lønborg, C. (2021). What is refractory organic matter in the ocean? *Frontiers in marine science*, 8.
- Barrón, C., & Duarte, C. M. (2015). Dissolved organic carbon pools and export from the coastal ocean: DOC EXPORT COASTAL OCEAN. *Global Biogeochemical Cycles*, 29(10), 1725–1738.
- Bauer, J. E., & Druffel, E. R. M. (1998). Ocean margins as a significant source of organic matter to the deep open ocean. *Nature*, 392(6675), 482–485.
- Bedford, A. P., & Moore, P. G. (1984). Macrofaunal involvement in the sublittoral decay of kelp debris: the detritivore community and species interactions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 18, 97–111.

- 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., III, & Twilley, R. R. (2008). Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates: GLOBAL MANGROVE CARBON BUDGETS. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2).
- Bridgham, S. D., Megonigal, J. P., Keller, J. K., Bliss, N. B., & Trettin, C. (2006). The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands* (Wilmington, N.C.), 26(4), 889–916.
- Buapet, P., Gullström, M., & Björk, M. (2013). Photosynthetic activity of seagrasses and macroalgae in temperate shallow waters can alter seawater pH and total inorganic carbon content at the scale of a coastal embayment. *Marine & Freshwater Research*, 64(11), 1040. <https://doi.org/10.1071/mf12124>
- Chan, C.-X., Ho, C.-L., & Phang, S.-M. (2006). Trends in seaweed research. *Trends in Plant Science*, 11(4), 165–166.
- Chmura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R., & Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal saline wetland sediments. *Global Biogeochemical Cycles*, 17.
- Chmura, Gail L. (2013). What do we need to assess the sustainability of the tidal salt marsh carbon sink? *Ocean & Coastal Management*, 83, 25–31.
- Chmura, Gail L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R., & Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4).
- Chung, I. K., Beardall, J., Mehta, S., Sahoo, D., & Stojkovic, S. (2011). Using marine macroalgae for carbon sequestration: a critical appraisal. *Journal of Applied Phycology*, 23(5), 877–886.

- Chung, I. K., Oak, J. H., Lee, J. A., Shin, J. A., Kim, J. G., & Park, K.-S. (2013). Installing kelp forests/seaweed beds for mitigation and adaptation against global warming: Korean Project Overview. *ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil*, 70(5), 1038–1044. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss206>
- Cornwall, C. E., Hepburn, C. D., McGraw, C. M., Currie, K. I., Pilditch, C. A., Hunter, K. A., Boyd, P. W., & Hurd, C. L. (2013). Diurnal fluctuations in seawater pH influence the response of a calcifying macroalga to ocean acidification. *Proceedings. Biological Sciences*, 280(1772), 20132201.
- Delille, B., Delille, D., Fiala, M., Prevost, C., Frankignoulle, M., & Biology, M. F. (2000). Seasonal changes of pCO<sub>2</sub> over a subantarctic *Macrocystis* kelp bed. *Polar Biology*, 23, 706–716.
- Delille, B., Borges, A. V., & Delille, D. (2009). Influence of giant kelp beds (*Macrocystis pyrifera*) on diel cycles of pCO<sub>2</sub> and DIC in the Sub-Antarctic coastal area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(1), 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.10.004>
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Mackenzie, R. A., Ainsworth, A., & Pflieger, A. Z. (2012). Reservas de carbono de toda la isla en el Pacífico tropical: Implicaciones para la conservación de los manglares y la restauración de las tierras altas. *Revista de Gestión Ambiental*, 97, 89–96.
- Dolliver, J., & O'Connor, N. (2022). Whole system analysis is required to determine the fate of macroalgal carbon: A systematic review. *Journal of Phycology*, 58(3), 364–376. <https://doi.org/10.1111/jpy.13251>
- Donato, Daniel C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5), 293–297.

- Doney, S. C., Fabry, V. J., Feely, R. A., & Kleypas, J. A. (2009). Ocean acidification: The other CO<sub>2</sub> problem. *Annual Review of Marine Science*, 1(1), 169–192. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163834>
- Drexler, J. Z., Davis, M. J., Woo, I., & De La Cruz, S. (2020). Carbon sources in the sediments of a restoring vs. Historically unaltered salt marsh. *Estuaries and Coasts: Journal of the Estuarine Research Federation*, 43(6), 1345–1360.
- Duarte, C. (2017). Reviews and syntheses: Hidden forests, the role of vegetated coastal habitats in the ocean carbon budget. *Biogeosciences*, 14, 301–310.
- Duarte, C. M., Bruhn, A., & Krause-Jensen, D. (2022). A seaweed aquaculture imperative to meet global sustainability targets. *Nature Sustainability*, 5, 185–193.
- Duarte, C. M., Gattuso, J.-P., Hancke, K., Gundersen, H., Filbee-Dexter, K., Pedersen, M. F., & Krause-Jensen. (2022). Global estimates of the extent and production of macroalgal forests. *Global Ecology and Biogeography*.
- Duarte, C. M., Middelburg, J. J., & Caraco, N. (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2, 1–8.
- Duarte, Carlos M. (2002). The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, 29(2), 192–206.
- Duarte, Carlos M., & Cebrián, J. (1996). The fate of marine autotrophic production. *Limnology and oceanography*, 41(8), 1758–1766.
- Duarte, Carlos M., Hendriks, I. E., Moore, T. S., Olsen, Y. S., Steckbauer, A., Ramajo, L., Carstensen, J., Trotter, J. A., & McCulloch, M. (2013). Is ocean acidification an open-ocean syndrome? Understanding anthropogenic

impacts on seawater pH. *Estuaries and Coasts: Journal of the Estuarine Research Federation*, 36(2), 221–236.

Duarte, Carlos M., Kennedy, H., Marbà, N., & Hendriks, I. (2013). Assessing the capacity of seagrass meadows for carbon burial: Current limitations and future strategies. *Ocean & Coastal Management*, 83, 32–38.

Duarte, Carlos M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., & Marbà, N. (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3(11), 961–968.

Duarte, Carlos M., Marbà, N., Gacia, E., Fourqurean, J. W., Beggins, J., Barrón, C., & Apostolaki, E. T. (2010). Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows: SEAGRASS COMMUNITY METABOLISM. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4).

Edworthy, C., Steyn, P.-P., & Nc, J. (2023). The role of macroalgal habitats as ocean acidification refugia within coastal seascapes. *Cambridge Prisms: Coastal Futures*, 1, 1–10.

Ellison, A. M., Felson, A. J., & Friess, D. A. (2020). Mangrove rehabilitation and restoration as experimental adaptive management. *Frontiers in marine science*, 7.

Estes, J. A., & Palmisano, J. F. (1974). Sea otters: their role in structuring nearshore communities. *Science (New York, N.Y.)*, 185(4156), 1058–1060.

Filbee-Dexter, K., & Wernberg, T. (2020). Substantial blue carbon in overlooked Australian kelp forests. *Scientific Reports*, 10(1).

Filbee-Dexter, K., Feehan, C. J., Smale, D. A., Krumhansl, K. A., Augustine, S., de Bettignies, F., Burrows, M. T., Byrnes, J. E. K., Campbell, J., Davoult, D.,

- Fujita R. M., Goldman JC. (1985) Nutrient flux and growth of the red alga *Gracilaria tikvahiae* McLachlan (Rhodophyta). *Bot Mar* 28,265–268.
- Dunton, K. H., Franco, J. N., Garrido, I., Grace, S. P., Hancke, K., Johnson, L. E., Konar, B., Moore, P. J., Norderhaug, K. M., ... Wernberg, T. (2022). Kelp carbon sink potential decreases with warming due to accelerating decomposition. *PLoS Biology*, 20(8), e3001702. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001702>
- 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.
- Frieder, C. A., Nam, S. H., Martz, T. R., & Levin, L. A. (2012). *High temporal and spatial variability of dissolved oxygen and pH in a nearshore California kelp forest.* <https://doi.org/10.5194/bgd-9-4099-2012>
- Gacia, E., & Duarte, C. M. (2001). Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: The balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(4), 505–514.
- Gedan, K. Bromberg, Silliman, B. R., & Bertness, M. D. (2009). Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 1(1), 117–141.
- Gallagher, J. B., Shelamoff, V., & Layton, C. (2021). Missing the forest for the trees: Do seaweed ecosystems mitigate atmospheric CO<sub>2</sub> emissions? En *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2021.09.05.459038>

- Gerard, V. A. (1984). The light environment in a giant kelp forest: influence of *Macrocystis pyrifera* on spatial and temporal variability. *Marine Biology*, 84(2), 189–195.
- Goodwin, K. D., North, W. J., & Lidstrom, M. E. (1997). Production of bromoform and dibromomethane by Giant Kelp: Factors affecting release and comparison to anthropogenic bromine sources. *Limnology and Oceanography*, 42(8), 1725–1734. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.8.1725>
- Hamilton, S. E., & Casey, D. (2016). Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21): CGMFC-21. *Global Ecology and Biogeography: A Journal of Macroecology*, 25(6), 729–738.
- Hansell, D. A., Carlson, C. A., & Schlitzer, R. (2012). Net removal of major marine dissolved organic carbon fractions in the subsurface ocean: REMOVAL OF EXPORTED DOC. *Global Biogeochemical Cycles*, 26(1).
- Hansell, D. A. (2013). Recalcitrant dissolved organic carbon fractions. *Annual Review of Marine Science*, 5(1), 421–445. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120710-100757>
- Hemminga, M. A., & Duarte, C. M. (2000). *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press.
- Hepburn, C. D., Holborow, J. D., Wing, S. R., Frew, R. D., & Hurd, C. L. (2007). Exposure to waves enhances the growth rate and nitrogen status of the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *Marine Ecology Progress Series*, 339, 99–108.
- Higgins, H. W., & Mackey, D. J. (1987). Role of *Ecklonia radiata* (C. Ag.) J. Agardh in determining trace metal availability in coastal waters. I. Total trace

metals. *Marine & Freshwater Research*, 38(3), 307.  
<https://doi.org/10.1071/mf9870307>

Higgins, E. (1987). Social Cognition And Social Perception. *Annual review of psychology*, 38(1), 369–425. <https://doi.org/10.1146/annurev.psych.38.1.369>

Hill, R., Bellgrove, A., Macreadie, P. I., Petrou, K., Beardall, J., Steven, A., & Ralph, P. J. (2015). Can macroalgae contribute to blue carbon? An Australian perspective: Can macroalgae contribute to blue carbon? *Limnology and Oceanography*, 60(5), 1689–1706.

Hirsh, H. K., Nickols, K. J., Takeshita, Y., Traiger, S. B., Mucciarone, D. A., Monismith, S., & Dunbar, R. B. (2020). Drivers of biogeochemical variability in a central California kelp forest: Implications for local amelioration of ocean acidification. *Journal of Geophysical Research. Oceans*, 125(11). <https://doi.org/10.1029/2020jc016320>

Hurd, C. L., Law, C. S., Bach, L. T., Britton, D., Hovenden, M., Paine, E. R., Raven, J. A., Tamsitt, V., & Boyd, P. W. (2022). Forensic carbon accounting: Assessing the role of seaweeds for carbon sequestration. *Journal of Phycology*, 58(3), 347–363. <https://doi.org/10.1111/jpy.13249>

Ito, Y., Nakano, Y., Matsushita, S., Mikami, N., Yokoyama, J., Kiriara, S., & Notoya, M. (2009). Estimations of carbon storage by seaweed and seagrass beds. *Fisheries Engineering*, 46, 135–146.

Ikawa, H., & Oechel, W. C. (2015). Temporal variations in air-sea CO<sub>2</sub> exchange near large kelp beds near San Diego, California. *California. Journal of Geophysical Research: Oceans*, 120, 50–63.

Jackson, E. L., Rees, S. E., Wilding, C., & Attrill, M. J. (2015). Use of a seagrass residency index to apportion commercial fishery landing values and

recreation fisheries expenditure to seagrass habitat service: Seagrass Contribution to Fishery Value. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 29(3), 899–909.

Jayathilake, D. R. M., & Costello, M. J. (2018). A modelled global distribution of the seagrass biome. *Biological Conservation*, 226, 120–126.

Kapsenberg, L., & Cyronak, T. (2019). Ocean acidification refugia in variable environments. *Global Change Biology*, 25(10), 3201–3214.

Kauffman, J. B., Heider, C., Cole, T. G., Dwyer, K., & Donato, D. C. (2011). Reservas de carbono del ecosistema de los bosques de manglares de Micronesia. *Humedales*, 31, 343–352.

Kennedy, Hilary, Beggins, J., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Holmer, M., Marbà, N., & Middelburg, J. J. (2010). Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints: SEAGRASS MEADOWS AS CARBON SINKS. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4).

Krause-Jensen, D., Duarte, C. M., Hendriks, I. E., Meire, L., Blicher, M. E., Marbà, N., & Sejr, M. K. (2015). Macroalgae contribute to nested mosaics of pH variability in a subarctic fjord. *Biogeosciences*, 12, 4895–4911.

Krause-Jensen, Dorte, & Duarte, C. M. (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*, 9(10), 737–742.

Koweeck, D. A., Nickols, K. J., Leary, P. R., Litvin, S. Y., Bell, T. W., Luthin, T., Lummis, S., Mucciarone, D. A., and Dunbar, R. B.: A year in the life of a central California kelp forest: physical and biological insights into biogeochemical variability, *Biogeosciences*, 14, 31–44, <https://doi.org/10.5194/bg-14-31-2017>, 2017.

- Laffoley, D. A., & Grimsditch, G. (2009). *The Management of Natural Coastal Carbon Sinks* (53 p.). IUCN.
- Lavery, P. S., Mateo, M.-Á., Serrano, O., & Rozaimi, M. (2013). Variability in the carbon storage of seagrass habitats and its implications for global estimates of blue carbon ecosystem service. *PloS One*, 8(9), e73748.
- Leandro, A., Pereira, L., & Gonçalves, A. M. M. (2020). Diverse Applications of Marine Macroalgae. *Marine Drugs*, 1.
- Leedham, E. C., Hughes, C., Keng, F. S. L., Phang, S.-M., Malin, G., & Sturges, W. T. (2013). Emission of atmospherically significant halocarbons by naturally occurring and farmed tropical macroalgae. *Biogeosciences*, 10(6), 3615–3633. <https://doi.org/10.5194/bg-10-3615-2013>
- Levitus, S., Antonov, J. I., Boyer, T. P., & Stephens, C. (2000). *Warming of the world ocean*.
- Lo Iacono, 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).
- Løvås, S. M., & Tørum, A. (2001). Effect of the kelp *Laminaria hyperborea* upon sand dune erosion and water particle velocities. *Coastal Engineering*, 44(1), 37–63.
- Lovelock, C. E., Cahoon, D. R., Friess, D. A., Guntenspergen, G. R., Krauss, K. W., Reef, R., & Triet, T. (2015). The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise. *Nature*, 526(7574), 559–563.

- Macreadie, P. I., Anton, A., Raven, J. A., Beaumont, N., Connolly, R. M., Friess, D. A., Kelleway, J. J., Kennedy, H., Kuwae, T., Lavery, P. S., Lovelock, C. E., Smale, D. A., Apostolaki, E. T., Atwood, T. B., Baldock, J., Bianchi, T. S., Chmura, G. L., Eyre, B. D., Fourqurean, J. W., ... Duarte, C. M. (2019). The future of Blue Carbon science. *Nature Communications*, 10(1), 3998.
- Macreadie, P. I., Costa, M. D. P., Atwood, T. B., Friess, D. A., Kelleway, J. J., Kennedy, H., Lovelock, C. E., Serrano, O., & Duarte, C. M. (2021). Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews. Earth & Environment*, 2(12), 826–839.
- Mateo, M. A., Cebrián, J., Dunton, K., & Mutchler, T. (2006). Carbon flux in seagrass ecosystems. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, 159–192.
- Mcleod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., & Duarte, C. M. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 552–560.
- McNicholl, C., Koch, M. S., & Hofmann, L. C. (2019). Photosynthesis and light-dependent proton pumps increase boundary layer pH in tropical macroalgae: A proposed mechanism to sustain calcification under ocean acidification. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 521.
- Middelboe, A. L., & Hansen, P. J. (2007). High pH in shallow-water macroalgal habitats. *Marine ecology progress series*, 338, 107–117.
- Middelburg, J. J., Nieuwenhuize, J., Lubberts, R. K., & van de Plassche, O. (1997). Organic carbon isotope systematics of coastal marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45(5), 681–687.

- Middleton, B. A., & McKee, K. L. (2001). Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests: Mangrove decomposition in Belize. *The Journal of Ecology*, 89(5), 818–828.
- Morales, F. Moya, M., (1999). *Psicología social*. Masdrid: McGraw Hill.
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., Young, D., & Fonseca, C. (2009). Blue carbon: The role of healthy oceans in binding carbon. A rapid response assessment.
- Nielsen, K. J., & Navarrete, S. A. (2004). Mesoscale regulation comes from the bottom-up: Intertidal interactions between consumers and upwelling. *Ecology Letters*, 7, 31–41. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00542.x>
- Noisette, F., & Hurd, C. (2018). Abiotic and biotic interactions in the diffusive boundary layer of kelp blades create a potential refuge from ocean acidification. *Functional Ecology*, 32, 1329–1342.
- Ondiviela, B., Losada, I. J., Lara, J. L., Maza, M., Galván, C., Bouma, T. J., & van Belzen, J. (2014). The role of seagrasses in coastal protection in a changing climate. *Coastal engineering*, 87, 158–168.
- Parker, H. S. (1982). Effects of simulated current on the growth rate and nitrogen metabolism of *Gracilaria tikvahiae* (Rhodophyta). *Marine Biology*, 69(2), 137-145.
- Parra Ramírez, C. A. (2022). Caracterización de la intensidad y variabilidad de la surgencia costera en la zona de Chanco, Región del Maule (35° 44 S 72° 32 W) Chile central, y potenciales efectos de la hipoxia sobre la condición y productividad de macroalgas.

- Palma S, L. L. (2004). Variabilidad espacio-temporal de los eufáusidos frente a la costa de Concepción. *Mar., Valparaíso*, 32(1).
- Pedersen, M. F., Filbee-Dexter, K., Frisk, N. L., Sárossy, Z., & Wernberg, T. (2021). Carbon sequestration potential increased by incomplete anaerobic decomposition of kelp detritus. *Marine Ecology Progress Series*, 660, 53–67. <https://doi.org/10.3354/meps13613>
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Marbà, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., & Baldera, A. (2012). Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PloS One*, 7(9), e43542.
- Pérez-Matus, A., & Shima, J. S. (2010). Disentangling the effects of macroalgae on the abundance of temperate reef fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 388(1–2), 1–10.
- Pessarrodona, A., Moore, P. J., Sayer, M. D. J., & Smale, D. A. (2018). Carbon assimilation and transfer through kelp forests in the NE Atlantic is diminished under a warmer ocean climate. *Global Change Biology*, 24(9), 4386–4398.
- Pessarrodona, A., Franco-Santos, R. M., Wright, L. S., Vanderklift, M. A., Howard, J., Pidgeon, E., Wernberg, T., & Filbee-Dexter, K. (2023). Carbon sequestration and climate change mitigation using macroalgae: a state of knowledge review. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 98(6), 1945–1971.
- Queirós, A. M., Stephens, N., Widdicombe, S., Tait, K., McCoy, S. J., Ingels, J., Rühl, S., Airs, R., Beesley, A., Carnovale, G., Cazenave, P., Dashfield, S., Hua, E., Jones, M., Lindeque, P., McNeill, C. L., Nunes, J., Parry, H., Pascoe, C., ... Somerfield, P. J. (2019). Connected macroalgal-sediment systems: blue

carbon and food webs in the deep coastal ocean. *Ecological Monographs*, 89(3), e01366. <https://doi.org/10.1002/ecm.1366>

Ricart, A. M., Ward, M., Hill, T. M., Sanford, E., Kroeker, K. J., Takeshita, Y., Merolla, S., Shukla, P., Ninokawa, A. T., Elsmore, K., & Gaylord, B. (2021). Coast-wide evidence of low pH amelioration by seagrass ecosystems. *Global Change Biology*, 27(11), 2580–2591.

Ruz, C. S., Garmendia, V., Muñoz-Cordovez, R., Wieters, E., & Pérez-Matus, A. (2021). Observations on the early development of the kelpfish *Myxodes viridis* (Clinidae) with the first description of their spawning habitat in subtidal kelp forests (*Lessonia trabeculata*). *Revista de biología marina y oceanografía*, 56, 66–73.

Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G., Solvik, K., Adame, M. F., Benson, L., Bukoski, J. J., Carnell, P., Cifuentes-Jara, M., Donato, D., Duncan, C., Eid, E. M., Ermgassen, P. zu, Lewis, C. J. E., Macreadie, P. I., Glass, L., Gress, S., Jardine, S. L., Jones, T. G., ... Landis, E. (2018). A global map of mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution. *Environmental research letters*, 13(5), 055002.

Sabine, C. L., Feely, R. A., Gruber, N., Key, R. M., Lee, K., Bullister, J. L., Wanninkhof, R., Wong, C. S., Wallace, D. W. R., Tilbrook, B., Millero, F. J., Peng, T.-H., Kozyr, A., Ono, T., & Rios, A. F. (2004). The oceanic sink for anthropogenic CO<sub>2</sub>. *Science (New York, N.Y.)*, 305(5682), 367–371.

Salazar, J. M. (1986). *Psicología Social*. México D. F. : Editorial Trillas

Sarmiento, J. L., & Gruber, N. (2002). Sinks for anthropogenic carbon. *Physics Today*, 55(8), 30–36.

- Schlesinger, W. H., & Lichter, J. (2001). Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nature*, *411*(6836), 466–469.
- Shank, G. C., Zepp, R. G., Vähätalo, A., Lee, R., & Bartels, E. (2010). Photobleaching kinetics of chromophoric dissolved organic matter derived from mangrove leaf litter and floating Sargassum colonies. *Marine Chemistry*, *119*(1–4), 162–171. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2010.01.003>
- Sills, J., Sharif, A., Huq, S., Herbohn, J., Seddon, N., & William, F. (2020). Saving the Sundarbans from development. *Science*, *368*(6496), 1198–1198.
- Siegel, D. A., DeVries, T., Cetinić, I., & Bisson, K. M. (2023). Quantifying the ocean's biological pump and its carbon cycle impacts on global scales. *Annual Review of Marine Science*, *15*(1), 329–356. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-040722-115226>
- Simard, M., Fatoyinbo, L., Smetanka, C., Rivera-Monroy, V. H., Castañeda-Moya, E., Thomas, N., & Van der Stocken, T. (2019). Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature, and cyclone frequency. *Nature Geoscience*, *12*(1), 40–45.
- Smith, S. V. (1981). Marine macrophytes as a global carbon sink. *Science (New York, N.Y.)*, *211*(4484), 838–840.
- Smith, S. V. (1981). Marine macrophytes as a global carbon sink. *Science (New York, N.Y.)*, *211*(4484), 838–840.
- Spalding, M., Kainuma, M., & Collins, L. (2010). *World Atlas of Mangroves*. The International Society for Mangrove Ecosystems.

- Steneck, R. S., Graham, M. H., Bourque, B. J., Corbett, D., Erlandson, J. M., Estes, J. A., & Tegner, M. J. (2002). Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience, and future. *Environmental Conservation*, 29(4), 436–459.
- Sterman, J. (2000). *Business dynamics: Systems thinking and modeling for a complex world with CD-ROM*. McGraw-Hill Professional.
- Stewart, H. L., Fram, J. P., Reed, D. C., Williams, S. L., Brzezinski, M. A., MacIntyre, S., & Gaylord, B. (2009). Differences in growth, morphology and tissue carbon and nitrogen of *Macrocystis pyrifera* within and at the outer edge of a giant kelp forest in California, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 375, 101–112. <https://doi.org/10.3354/meps07752>
- Tapia, F. J., Largier, J. L., Castillo, M., Wieters, E. A., & Navarrete, S. A. (2014). Latitudinal discontinuity in thermal conditions along the nearshore of central-northern Chile. *PLoS ONE*, 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0110841>
- Teagle, H., Hawkins, S. J., Moore, P. J., & Smale, D. A. (2017). The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 492, 81–98.
- Trevathan-Tackett, S. M., Kelleway, J., Macreadie, P. I., Beardall, J., Ralph, P., & Bellgrove, A. (2015). Comparison of marine macrophytes for their contributions to blue carbon sequestration. *Ecology*, 96(11), 3043–3057.
- Vargas Ubilla, R. M. (2023). Evaluación de la percepción social de un repoblamiento de macroalgas, en el sistema socioecológico costero Quintay.
- Van Wesenbeeck, B., Van Ijzendoorn, C., & Nunez Sanchez, A. (2019). *Regional: Protecting and Investing in Natural Capital in Asia and the Pacific. Guidelines for mainstreaming natural river management in ADB Water Sector Investments*. Asian Development Bank.

- Wada, S., Aoki, M. N., Mikami, A., Komatsu, T., Tsuchiya, Y., Sato, T., Shinagawa, H., & Hama, T. (2008). Bioavailability of macroalgal dissolved organic matter in seawater. *Marine ecology progress series*, 370, 33–44.
- Wada, Shigeki, & Hama, T. (2013). The contribution of macroalgae to the coastal dissolved organic matter pool. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 129, 77–85.
- Wada, Shigeki, Omori, Y., Kayamyō, Y., Tashiro, Y., & Hama, T. (2015). Photoreactivity of dissolved organic matter from macroalgae. *Regional studies in marine science*, 2, 12–18.
- Watanabe, K., Yoshida, G., Hori, M., Umezawa, Y., Moki, H., & Kuwae, T. (2020). Macroalgal metabolism and lateral carbon flows create extended atmospheric CO<sub>2</sub> sinks. *Biogeosciences*, 17, 2425–2440.
- Wahl, M., Schneider Covachã, S., Saderne, V., Hiebenthal, C., Müller, J. D., Pansch, C., & Sawall, Y. (2018). Macroalgae may mitigate ocean acidification effects on mussel calcification by increasing pH and its fluctuations: Biogenic fluctuations mitigate OA effects. *Limnology and Oceanography*, 63(1), 3–21.
- Wainwright, J., & Mulligan, M. (2015). Environmental modelling: Finding simplicity in complexity. *Clean: Soil, Air, Water*, 43(9), 1355–1355.
- Ware, C., Dijkstra, J. A., Mello, K., Stevens, A., O'Brien, B., & Ikedo, W. (2019). A novel three-dimensional analysis of functional architecture that describes the properties of macroalgae as a refuge. *Marine Ecology Progress Series*, 608, 93–103.
- Wernberg, T., Krumhansl, K., Filbee-Dexter, K., & Pedersen, M. (2019). Status and Trends for the World's Kelp Forests. 57–78.

- Watanabe, K., Yoshida, G., Hori, M., Umezawa, Y., Moki, H., & Kuwae, T. (2020). Macroalgal metabolism and lateral carbon flows create extended atmospheric CO<sub>2</sub> sinks. *Biogeosciences*, 17, 2425–2440.
- Wernberg, T., Krumhansl, K., Filbee-Dexter, K., & Pedersen, M. (2019). Status and Trends for the World's Kelp Forests. 57–78.
- Willmott, C. J. (s/f). Kenji (19 de diciembre de 2005). «Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate Research*, 30, 79–82.
- Windham-Myers, L., & Crooks, S. (2019). *A Blue Carbon Primer: The State of Coastal Wetland Carbon Science, Practice and Policy*. Boca Raton, U. S.
- Wong, W. W., Greening, C., Shelley, G., Lappan, R., Leung, P. M., Kessler, A., Winfrey, B., Poh, S. C. & Cook, P. (2021). Effects of drift algae
- Wright, L. S., Pessarrodona, A., & Foggo, A. (2022). Climate-driven shifts in kelp forest composition reduce carbon sequestration potential. *Global Change Biology*, 28(18), 5514–5531. <https://doi.org/10.1111/gcb.16299>
- Zhang, T., & Wang, X. (2017). Release and microbial degradation of dissolved organic matter (DOM) from the macroalgae *Ulva prolifera*. *Marine Pollution Bulletin*, 125(1–2), 192–198.