



“Evaluación de cambios espaciotemporales de la productividad primaria y cobertura del bosque de macroalgas en la Bahía de Quintay asociadas a patrones de marejadas”

Tesis

Entregada a la  
Universidad de Valparaíso,  
en cumplimiento parcial de los requisitos  
para optar al grado de

Magíster en Ciencias Biológicas mención Biodiversidad y Conservación  
Instituto de Biología  
Facultad de Ciencias

Por

**Alejandra Brunella Dieterich Gnecco**

Abril, 2025

INSTITUTO DE BIOLOGIA  
FACULTAD DE CIENCIAS  
UNIVERSIDAD DE VALPARAISO

INFORME DE APROBACION  
TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magister  
presentada por el candidato

**ALEJANDRA BRUNELLA DIETERICH GNECCO**

Ha sido aprobada por la comisión de evaluación de la tesis, como requisito para optar al grado de Magíster en Ciencias Biológicas mención Biodiversidad y Conservación, en el examen de defensa de tesis rendido el día 29 de abril de 2025.

Directora de Tesis:

Prof. Carmen Gloria Ossa Barrientos

Comisión de Evaluación de la Tesis:

Prof. Carmen Gloria Ossa Barrientos

Prof. Simone Baldanzi

Prof. Laura González Poblete

## AGRADECIMIENTOS

*Quisiera expresar mis más sinceros agradecimientos a:*

Mi profesora guía, Carmen Gloria por toda la contención y motivación para continuar con este proyecto a pesar de todas las adversidades, entregándome sus consejos y enseñanzas. Todo este proceso de aprendizaje y formación ha sido exitoso gracia a ella, mujer destacada en el área de las ciencias.

Al profesor Simone Baldanzi, por la ayuda y gran aporte que entregó a la realización de este proyecto.

Al equipo de Marejadas UV, Patricio Winckler y Sebastián Correa, quienes siempre tuvieron una muy buena disposición a todas mis dudas y requerimientos.

A mis compañeros y compañeras del magíster, y del laboratorio de Ecología Evolutiva en Plantas de la Universidad de Valparaíso, por siempre contar con su apoyo tanto personal como profesional.

A Claudia, mi querida mamá, por su ejemplo de vida, apoyo constante y por cada uno de los valores inculcados que me hacen ser quien soy. Sin su amor incondicional nada de esto sería posible.

A Darío, por siempre estar ahí apoyándome durante todo este proceso, acompañándome a atravesar todas las dificultades en la realización de este proyecto.

## INDICE DE CONTENIDOS

|  |    |
|--|----|
| <b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....   | 3  |
| <b>2. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....   | 8  |
| 2.1 Área de estudio .....  | 8  |
| 2.2 Teledetección del dosel de algas con Sentinel-2.....                     | 9  |
| 2.3 Cobertura del bosque de quelpo.....                                      | 10 |
| 2.4 Detección de cambios .....   | 11 |
| 2.5 Datos de oleaje regionales .....   | 12 |
| 2.6 Análisis estadístico.....  | 12 |
| <b>3. RESULTADOS</b> .....   | 13 |
| 3.1 Variación espaciotemporal de la productividad del bosque de quelpo ..... | 13 |
| 3.2 Variación espaciotemporal de la cobertura del bosque de quelpo .....     | 18 |
| 3.3 Relación del oleaje con el bosque de quelpo .....                        | 20 |
| <b>4. DISCUSIÓN</b> .....  | 24 |
| <b>5. CONCLUSIONES</b> .....   | 28 |
| <b>6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....                                   | 31 |
| <b>7. ANEXOS</b> .....   | 47 |

## INDICE DE FIGURAS

|   |    |
|---|----|
| <b>Figura 1.</b> Imagen satelital de Quintay, delimitado en rojo donde se encuentra el polígono utilizado para el estudio .....   | 8  |
| <b>Figura 2.</b> Biplot del PCA para el periodo 2017 – 2024 para las estaciones (a) verano; (b) otoño; (c) invierno y (d) primavera.....  | 16 |
| <b>Figura 3.</b> NDVI promedio y los loadings de las componentes principales 1 y 2 obtenidos de cada PCA, para las estaciones (a) verano; (b) otoño; (c) invierno y (d) primavera. El NDVI promedio se representa con la línea verde continúa, la PC1 la línea azul y la PC2 la línea naranja ..... | 17 |

|   |    |
|---|----|
| <b>Figura 4.</b> Variación de la cobertura promedio del quepelo en m <sup>2</sup> en Quintay para cada estación durante el periodo 2017 – 2024, donde el verano se presenta en barras color rojo, el otoño en color verde, el invierno en color azul y primavera en color morado .....        | 19 |
| <b>Figura 5.</b> Regresiones lineales para cada año con los parámetros de oleaje convertidos en la variable PC1 de Quintay (p - value 2017 = 0,5388; 2018 = 0,02446; 2019 = 0.6989; 2020 = 0.6426; 2021 = 0.08267; 2022 = 0.627; 2023 = 0.5627; 2024 = 0.1986).....                           | 20 |
| <b>Figura 6.</b> Regresiones lineales para cada año entre la altura de ola significativa (Hsig) obtenida para Quintay y el NDVI anual (a) y estacional (b), donde el verano se presenta en color celeste, el otoño en color rojo, el invierno en color morado y primavera en color verde..... | 22 |
| <b>Figura 7.</b> Regresiones lineales para cada año entre la Potencia del oleaje (Po) obtenida para Quintay y el NDVI anual (a) y estacional (b), donde el verano se presenta en color celeste, el otoño en color rojo, el invierno en color morado y primavera en color verde .....          | 23 |

## INDICE DE TABLAS

|  |    |
|--|----|
| <b>Tabla 1.</b> Características del sensor óptico Sentinel-2 .....     | 9  |
| <b>Tabla 2.</b> Caracterización por cobertura según rango de NDVI..... | 10 |

## RESUMEN

Los bosques de queipo, formados por algas pardas del orden Laminariales, son ecosistemas costeros altamente productivos que desempeñan roles ecosistémicos esenciales, como la absorción de carbono, contribuyendo a la mitigación del cambio climático, y la provisión de hábitats para una gran diversidad de especies. Estos ecosistemas son particularmente vulnerables al cambio climático global, el cual ha incrementado la intensidad y frecuencia de las marejadas en las costas de Chile en los últimos 60 años, lo que podría generar efectos negativos, como varamientos y roturas, reduciendo así su abundancia. Este estudio evaluó la variación estacional e interanual del bosque de queipo en la zona de Quintay entre 2017 y 2024, utilizando series temporales de NDVI derivadas de imágenes Sentinel-2 y datos de oleaje local obtenidos del modelo SWAN. Se aplicó un umbral al NDVI ( $>0,1$ ) para identificar la presencia de macroalgas, observándose una mayor cobertura promedio en otoño e invierno. Los años 2018 y 2023 presentaron los valores más altos de NDVI y cobertura, mientras que 2019 y 2020 mostraron los mínimos. Para evaluar la relación entre el oleaje y el NDVI, se realizaron regresiones lineales entre la altura significativa de ola ( $H_{sig}$ ) y el NDVI, y entre la potencia del oleaje ( $P_o$ ) y el NDVI. Las regresiones lineales anuales y estacionales mostraron una relación no significativa entre el NDVI y la potencia del oleaje, pero sí mostró una relación significativa con la altura de ola, y la estación de otoño tuvo relaciones estadísticamente significativas con ambas variables. Estos resultados sugieren que el impacto del oleaje sobre la productividad del bosque de queipo se ve afectado por las condiciones oceanográficas. Asimismo, se sugiere que las marejadas extremas del invierno podrían afectar negativamente la recuperación del queipo, especialmente en verano, cuando se observa una menor cobertura de macroalgas. Este estudio destaca la vulnerabilidad de los bosques de queipo a los eventos extremos de oleaje, los cuales podrían volverse más frecuentes debido al cambio climático. Las estrategias de manejo costero deben considerar la dinámica del oleaje en la resiliencia de estos ecosistemas, incorporando prácticas de gestión adaptativa para mitigar los efectos del aumento en la intensidad y frecuencia de las marejadas.

## ABSTRACT

Kelp forests, composed of brown algae from the Laminariales order, are highly productive coastal ecosystems that play essential ecosystem roles, such as carbon absorption, contributing to climate change mitigation, and providing habitats for a wide variety of species. These ecosystems are particularly vulnerable to global climate change, and the intensity and frequency of swells along the Chilean coast over the past 60 years increased, potentially generating negative effects such as strandings and breakages, thus reducing their abundance. This study evaluated the seasonal and interannual variation of kelp forests in the Quintay area between 2017 and 2024, using time series of NDVI derived from Sentinel-2 images and local wave data obtained from the SWAN model. An NDVI threshold ( $>0.1$ ) was applied to identify the presence of macroalgae, with higher average cover observed in autumn and winter. The years 2018 and 2023 exhibited the highest NDVI values and coverage, while 2019 and 2020 showed the lowest. To assess the relationship between wave conditions and NDVI, linear regressions were performed between significant wave height ( $H_{sig}$ ) and NDVI, and between wave power ( $P_o$ ) and NDVI. Annual and seasonal linear regressions showed no significant relationship between NDVI and wave variables, except for the year 2018 and autumn, where statistically significant relationships were identified. These results suggest that the impact of wave energy on kelp forest productivity is influenced by oceanographic conditions. Moreover, extreme winter swells may negatively affect kelp recovery, especially during summer, when macroalgal coverage is lowest. This study highlights the vulnerability of kelp forests to extreme wave events, which are likely to become more frequent due to climate change. Coastal management strategies should take wave dynamics into account when addressing the resilience of these ecosystems, incorporating adaptive management practices to mitigate the effects of increasing swell intensity and frequency.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas costeros se encuentran en la interfase entre la tierra y el océano, extendiéndose desde la línea de costa hasta los primeros 200 m de profundidad (Burke *et al.*, 2000; Morales *et al.*, 2019). Estos ecosistemas son regiones con una alta productividad primaria (proveen de alrededor del 30% de la productividad primaria marina global) con una alta diversidad de ecosistemas - incluyendo estuarios, playas, manglares, bosques de algas y arrecifes de coral - con un alto grado de endemismo (Barbier *et al.*, 2011; Lu *et al.*, 2018; He & Silliman, 2019; Bindoff *et al.*, 2022). Son uno de los ecosistemas más vulnerables y amenazados por la intervención humana y por el cambio climático global, presentando niveles de riesgo moderado a alto, en los diferentes escenarios futuros de emisión de gases de efecto invernadero (*Representative Concentration Pathway, RCP*) (IPCC, 2014; Hewitt *et al.*, 2016; Myers *et al.*, 2019), con un alto riesgo en la pérdida de biodiversidad y por consiguiente en las alteraciones en la estructura y funcionamiento del ecosistema (Lu *et al.*, 2018; Bindoff *et al.*, 2022).

Dentro del marco del cambio climático, se proyecta que los ecosistemas costeros serán afectados por el aumento del nivel del mar, la alteración de la temperatura oceánica y los cambios en los patrones de circulación atmosféricos y oceánicos (Scavia *et al.*, 2002; Han *et al.*, 2010; Darby *et al.*, 2016), lo cual generará el aumento en la frecuencia e intensidad de eventos extremos, como los ciclones tropicales y las marejadas (Harley *et al.*, 2006; Thorne *et al.*, 2012; Bindoff *et al.*, 2022; He & Silliman, 2019; IPCC, 2021; Martínez *et al.*, 2021). A nivel global, se han documentado cambios en la abundancia y distribución de varias especies de animales debido a la exposición a marejadas, además de cambios en las tasas de sobrevivencia y la pérdida de hábitat (Nagy *et al.*, 2019). Por ejemplo, se ha observado que durante eventos de marejadas intensas la tasa de supervivencia de crías del lobo marino sudamericano (*Otaria byronia*) disminuye debido al aumento de los varamientos de las crías, teniendo efectos sobre la dinámica poblacional (Sepúlveda *et al.*, 2020); también se ha visto la pérdida de hábitat de aves costeras después de eventos extremos (Hubbard & Dugan, 2003; Galbraith *et al.*, 2014). Además, se ha documentado que la vegetación costera sufriría varias transformaciones causadas por la erosión ocurrida tras oleajes extremos (Field *et al.*, 2015; Turra *et al.*, 2016; Castelle *et al.*, 2017; Delgado-Fernández *et al.*, 2019; Zinnert *et al.*, 2019).

Uno de los ecosistemas costeros presentes en Chile son los bosques de macroalgas o quelpo, compuestos por algas pardas de gran tamaño, o macroalgas, del orden Laminariales. Estos dominan un cuarto de las costas del mundo y ocupan el 43% de las ecorregiones marinas del mundo (*Marine Ecoregions of the World; MEOW*) descritas por Spalding et al. (2007) (Krumhansl et al., 2016; Wernberg et al., 2019; Bularz et al., 2022; Marambio et al., 2023) encontrándose en las costas del Océano Pacífico tanto en Norte como Sudamérica, Sudáfrica, Australasia e islas subantárticas (Wernberg et al., 2019; Bekkby et al., 2019; Leal et al., 2021). Crecen y se desarrollan en fondos marinos rocosos submareales e intermareales, creando una estructura tridimensional que altera el ambiente físico de sus alrededores (Pereira et al., 2017; Wernberg et al., 2019). Son uno de los sistemas más productivos del mundo, con una productividad primaria neta (NPP) global estimada entre 1.02 y 1.96 GtC por año (Bindoff et al., 2022). Estos sistemas proporcionan un hábitat para una gran variedad de biota desde mamíferos marinos hasta invertebrados, lo cual aumenta la diversidad y productividad secundaria a nivel local (Krumhansl et al., 2016; Friedlander et al., 2020; Leal et al., 2021).

Los bosques de quelpo cumplen diversos roles y servicios ecosistémicos. Los servicios ecosistémicos más relevantes se encuentran la pesca comercial, explotación de individuos para la extracción de alginatos, el ciclo de nutrientes y la protección del litoral (Duarte et al., 2013; Vásquez et al., 2014; Bennett et al., 2016; Bularz et al., 2022). Respecto a su rol ecosistémico, estos funcionan como sustrato, lugar de refugio de reclutas y adultos y lugar de desove de una gran variedad de especies a lo largo de la red trófica (Ramírez et al., 2008; Bularz et al., 2022). Además, tienen la capacidad de almacenar y retener 173 MtCO<sub>2</sub> al año, esto contribuye a reducir los efectos del calentamiento global en los océanos (Duarte et al., 2017; Duffy et al., 2019; Marambio et al., 2023). Por esto, los cambios en la abundancia de los bosques de quelpo, podría traer repercusiones significativas en los ecosistemas marinos, así como en la mitigación del cambio climático (Vásquez et al., 2014; Krause-Jensen et al., 2018; Wernberg et al., 2018; Filbee-Dexter & Wernberg, 2020; Bularz et al., 2022).

A pesar de su importancia tanto ecológica como económica, se ha documentado una pérdida drástica en la abundancia de los bosques de quelpo (Krumhansl et al., 2016), la que no presenta patrones uniformes, debido a que la dinámica de estos ecosistemas depende de los factores locales y regionales como las condiciones oceanográficas (oleaje) (Bell et al., 2015; Leal et al., 2021; Bularz et al., 2022), la temperatura del mar (Wernberg et al., 2013; Friedlander et al., 2020; Cavanaugh et al., 2021), y otros como la sobrepesca, la extracción de las algas, la

contaminación y las especies invasoras, que pueden tener un efecto sinérgico con las condiciones ambientales locales (Krumhansl *et al.*, 2016; Friedlander *et al.*, 2020).

Si bien históricamente, estos ecosistemas han demostrado tener un alto grado de resiliencia (Dayton *et al.*, 1992; Filbee-Dexter & Scheibling, 2014), evidencia más reciente sugiere que su capacidad de recuperación tras sufrir una perturbación estaría disminuyendo (Wernberg *et al.*, 2010; Ling *et al.*, 2015). La pérdida de resiliencia y de abundancia se ha relacionado principalmente con la contaminación, la sobreexplotación de recursos oceánicos y el cambio climático (Pereira *et al.*, 2017; Bindoff *et al.*, 2022; Friedlander *et al.*, 2020). El cambio climático, como se mencionó anteriormente, estaría produciendo el aumento del nivel del mar, el aumento de la temperatura del océano, el aumento de las olas de calor y la mayor frecuencia e intensidad de las marejadas (Young *et al.*, 2011; Hemer *et al.*, 2013). Además, podrían producir otros impactos, como la posible relajación del régimen de surgencias. Esto podría ser grave en los límites cálidos de su distribución donde las surgencias entregan refugios que permiten la persistencia de la diversidad genética única de las macroalgas (Assis *et al.*, 2016; Lourenço *et al.*, 2016).

Para determinar los cambios en la abundancia de los bosques de algas se puede utilizar la tecnología de teledetección, la cual ha demostrado ser una herramienta útil para hacer mediciones de cambio en los ecosistemas marinos y realizar monitoreos de algas marinas, pudiendo detectar macroalgas flotantes de manera fácil y con un bajo costo, con una alta cobertura espacial y disponibilidad de datos (Klemas *et al.*, 2011; Cavanaugh *et al.*, 2010; Bell *et al.*, 2015b; Schroeder *et al.*, 2019; Olmedo-Masat *et al.*, 2020; Timmer *et al.*, 2022). Las macroalgas generan dosel, es decir, flotan sobre la superficie del agua, y sus características de reflectancia son similares a la de las plantas vasculares lo cual hace posible su detección mediante índices de vegetación (Cavanaugh *et al.*, 2010; 2011; Schroeder *et al.*, 2019; Olmedo-Masat *et al.*, 2022; González-Pérez *et al.*, 2024). Dentro de los índices de vegetación más utilizados para la detección de macroalgas se encuentra el índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), el que relaciona la señal espectral del infrarrojo cercano (NIR) y la señal del rojo. Este ha sido utilizado para escalar las mediciones de biomasa de *Macrocystis pyrifera* a escalas regionales, en el Canal de Santa Barbara, California (Cavanaugh *et al.*, 2010); determinar cómo varían las poblaciones de la macroalga *Nereocystis luetkeana* presentes en las costas de Oregón, EE. UU. (Hamilton *et al.*, 2020). Mora-Soto *et al.* (2020) realizó un mapa global de alta resolución de bosques de macroalgas (*Macrocystis pyrifera*) y algas verdes

intermareales, con el fin de mejorar el conocimiento sobre su distribución, especialmente en regiones remotas del hemisferio sur. La mayor parte de los esfuerzos para determinar los cambios en la abundancia de los bosques de quelpo se han centrado principalmente en hemisferio norte, teniendo poca representatividad en el hemisferio sur.

Se ha documentado que el aumento de los eventos de marejadas está afectando a los bosques submarinos de macroalgas, generando varamientos, heridas, roturas y mutilaciones de las macroalgas, teniendo cada vez menos tiempo para recuperarse entre cada evento, disminuyendo así la abundancia de los bosques de quelpo. Esto puede generar modificaciones en la red trófica, fragmentación de los bosques de quelpo y reducción del reclutamiento y sobrevivencia de las algas pardas (Bularz *et al.*, 2022; Marambio *et al.*, 2023; Elsmore *et al.*, 2024). En Chile, las marejadas son una de las mayores amenazas para estos ecosistemas (Campos-Caba *et al.*, 2016; Winckler *et al.*, 2017; Carvajal *et al.*, 2021; Winckler *et al.*, 2021; Polanco-Pérez *et al.*, 2021) y se definen como una perturbación en las condiciones marítimas y meteorológicas que poseen la capacidad de alterar la morfología costera al exponerla a olas, corrientes y/o inundaciones (Harley *et al.*, 2017; Winckler *et al.*, 2019; Polanco-Pérez *et al.*, 2021). Se caracterizan por ser un oleaje de gran magnitud, con grandes alturas de ola, teniendo el potencial de provocar cierre de puertos y/o daños en la costa (Winckler *et al.*, 2017; Nagy *et al.*, 2018; Carvajal *et al.*, 2021). Las marejadas se generan debido a dos procesos: (a) ciclones extratropicales asociados a sistemas frontales que generan oleaje local durante el invierno austral, el cual viaja en dirección noreste, y (b) vientos costeros de baja altura y carácter sinóptico, denominados “surazos”, que son más frecuentes e intensos durante primavera y verano, estas olas tienen periodos más largos y alturas de ola más pequeñas en comparación con las generadas durante los meses de invierno (Beyá *et al.*, 2016a; Becerra 2017; Winckler *et al.*, 2017; Polanco-Pérez *et al.*, 2021; Campos-Caba *et al.*, 2024). Por esta razón, la mayor incidencia de marejadas significativas ocurre durante los meses de invierno (Beyá *et al.*, 2016a), sin embargo, el cambio climático ha generado un aumento en la frecuencia e intensidad de estas, variando de un promedio de cinco eventos al año a mediados del siglo XX, a aproximadamente 20 eventos el año en el siglo XXI, los que han escapado de la distribución estacional, ocurriendo tanto en invierno como en verano (Campos-Caba *et al.*, 2016; Martínez *et al.*, 2018; Winckler *et al.*, 2019). Además, en Chile central se ha documentado que tanto los eventos extremos como las alturas de olas máxima mensual han aumentado en los últimos 60 años (Martínez *et al.*, 2018).

Se postula que cambios en los patrones de frecuencia e intensidad de las marejadas afectarían la productividad y cobertura del bosque de macroalgas en la bahía de Quintay. En este trabajo evaluamos los cambios espaciotemporales de la productividad y cobertura del bosque de algas pardas en la Bahía de Quintay y el impacto del aumento del oleaje en los últimos ocho años, desde 2017 hasta 2024. Los objetivos específicos fueron (1) Evaluar la variación estacional e interanual de la productividad y cobertura del bosque de macroalgas en los últimos ocho años en Bahía Quintay y (2) Relacionar los cambios espaciotemporales de la productividad y cobertura del bosque de macroalgas con el oleaje local en Bahía Quintay.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio

El área de estudio se ubica en la localidad de Quintay (33°11'S, 71°42'O), Región de Valparaíso (**Figura 1**). El litoral en Quintay se caracteriza por presentar diferentes ambientes, teniendo playas de arena como sectores rocosos, con diferentes grados de exposición al oleaje, desde semi expuestos a expuestos (Wieters *et al.*, 2003; Ramírez *et al.*, 2008; Ruz *et al.*, 2018; Gutiérrez *et al.*, 2019). En la zona del litoral se encuentran los bosques submarinos de algas pardas o bosques de quelpo, del orden Laminariales, los cuales pueden llegar a medir 30 m, y una vez alcanzan su altura máxima, se doblan y continúan creciendo de forma horizontal formando lo que se llama dosel. Los bosques de quelpo en Quintay son dominados por las algas huiro palo (*Lessonia trabeculata*), cochayuyo (*Durvillaea antarctica*), huiro (*Macrocystis pyrifera*) y chascón (*Lessonia nigrescens*), sin embargo, se han llegado a describir 17 especies presentes en el lugar (Ramírez *et al.*, 2008). Estos bosques son hábitat para muchas especies, entre las cuales se encuentran especies nativas y endémicas, como el churrete costero (*Cinclodes nigrofumosus*), el cual es un ave endémica de Chile y única especie de su género en el mundo. El bosque de quelpo le proporciona alimento y su dieta se basa de pequeños moluscos y crustáceos que lo habitan. También entrega alimento y refugio al chungungo (*Lontra felina*), la cual es una especie nativa, catalogada como especie en peligro por la IUCN.



**Figura 1.** Imagen satelital de Quintay, delimitado en rojo donde se encuentra el polígono utilizado para el estudio

En Quintay se lleva a cabo la extracción de algas por parte de pescadores artesanales, mediante el “Barroteo”, en donde el alga se extrae desde su base, lo que puede destruir los bosques submarinos, y en consecuencia generar el fenómeno denominado “fondos blanqueados”, si bien la extracción es a pequeña escala y tiene un mínimo impacto en las tasas de recuperación, supervivencia y la dinámica del ecosistema (Krumhansl *et al.*, 2016), por lo cual los efectos a largo plazo aún son inciertos (Bularz *et al.*, 2022).

## 2.2 Teledetección del dosel de algas con Sentinel-2

Los datos satelitales se obtuvieron desde la plataforma Google Earth Engine (Google Developers, 2024), la cual tiene acceso gratuito a imágenes de una variedad de satélites. En este estudio se utilizaron las imágenes de Sentinel-2 Level 1 (Copernicus Service information), que consiste en imágenes orto y radiométricamente corregidas que muestran la reflectancia de la parte superior de la atmósfera (TOA), de ancho de franja y alta resolución (10, 20 y 60 m), con una frecuencia de 5 días (NASA/USGS). Las características de las bandas se resumen en la **Tabla 1**. Se seleccionaron imágenes del área de estudio en condiciones de cielo despejado o con una cobertura mínima de nubes (menor al 20%) para cada estación del año (verano, otoño, invierno y primavera), entre los años 2017 y 2024. Además, a las imágenes se les aplicó una corrección atmosférica mediante la función maskS2clouds en Google Earth Engine (Gorelick *et al.*, 2017).

**Tabla 1.** Características del sensor óptico Sentinel-2

| Bandas | Región espectral      | Longitud de onda ( $\mu\text{m}$ ) | Resolución (m) |
|--------|-----------------------|------------------------------------|----------------|
| B1     | Aerosoles             | 0,443                              | 60             |
| B2     | Azul                  | 0,490                              | 10             |
| B3     | Verde                 | 0,560                              | 10             |
| B4     | Rojo                  | 0,665                              | 10             |
| B5     | Red Edge 1            | 0,705                              | 20             |
| B6     | Red Edge 2            | 0,740                              | 20             |
| B7     | Red Edge 3            | 0,783                              | 20             |
| B8     | NIR                   | 0,842                              | 10             |
| B8a    | NIR de banda estrecha | 0,865                              | 20             |
| B9     | Vapor de agua         | 0,945                              | 60             |
| B10    | SWIR cirrus           | 1,375                              | 60             |
| B11    | SWIR-1                | 1,610                              | 20             |
| B12    | SWIR-2                | 2,190                              | 20             |

Se calculó el Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) utilizando el algoritmo desarrollado por Mora-Soto et al. (2020) modificado. El NDVI representa la diferencia normalizada entre la reflectancia del infrarrojo cercano (NIR) y el rojo visible (Red) (**Ecuación 1**). Este índice fue desarrollado para la teledetección de vegetación terrestre, sin embargo, también es aplicado para la teledetección de macroalgas debido a que tienen una firma espectral similar a la de las plantas terrestres (baja reflectancia roja y una alta reflectancia del infrarrojo cercano) y a que forman un dosel que flota en la superficie (Cavanaugh *et al.*, 2010; Schroeder *et al.*, 2019; Hamilton *et al.*, 2020; Mora-Soto *et al.*, 2020)

$$NDVI = \frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red)} \quad \text{Ecuación 1}$$

### 2.3 Cobertura del bosque de queipo

Como el comportamiento de la firma espectral del NDVI en los queipos varía dependiendo de la cobertura, la densidad y si están flotando o están sumergidos, se clasificó la cobertura en diferentes niveles de densidad utilizando un umbral de NDVI, identificándose áreas con alta, media y baja densidad de algas, así como áreas sin cobertura significativa (**Tabla 2**).

Para determinar cómo se comporta la variabilidad estacional e interanual del bosque de queipo, primero se aplicó un umbral al NDVI, para contabilizar sólo los píxeles con un NDVI sobre 0,1 dado que valores de NDVI entre 0,1 y 0,2 indican presencia dispersa o sumergida de queipos (Bell *et al.*, 2020; Timmer *et al.*, 2022) y valores por sobre 0,2 indican la presencia de bosques de queipos densos y flotantes (Cavanaugh *et al.*, 2011; Bell *et al.*, 2020).

**Tabla 2.** Caracterización por cobertura según rango de NDVI

| <b>Rango</b>      | <b>Cobertura</b> |
|-------------------|------------------|
| NDVI > 0,2        | Alta             |
| 0,2 ≥ NDVI > 0,1  | Media            |
| 0,1 ≥ NDVI > 0,05 | Baja             |
| NDVI ≤ 0,05       | Sin cobertura    |

## 2.4 Detección de cambios

### 2.4.1 Análisis de componentes principales aplicado a datos espaciales

Las imágenes satelitales para la detección remota son datos numéricos, por lo tanto, su dimensionalidad puede ser reducida utilizando el PCA, para luego usar las componentes principales manteniendo las coordenadas del píxel (Gupta *et al.*, 2013), lo que reduce el ruido espectral y aumenta la separabilidad entre las macroalgas y su entorno, lo que finalmente permite la clasificación de las imágenes. Se encontró información relevante en diferentes componentes principales en imágenes obtenidas mediante el satélite SPOT5. Por ejemplo, la primera componente (CP1) explicó las variaciones atmosféricas, partículas en suspensión, espuma marina y olas, y la segunda componente (CP2) mostró una señal que era inversamente consistente con la reflectancia esperada de las algas y podría utilizarse para delimitar el dosel (Cavanaugh *et al.* 2010; Schroeder *et al.*, 2019).

El análisis de componentes principales para imágenes satelitales representa los patrones espaciales de variación en el set de datos multianual y los resume a través de componentes principales, en este estudio, la primera componente principal recoge la señal NDVI promedio estable en el tiempo, es decir, recoge los píxeles con NDVI alto de forma sostenida en el tiempo, representando la distribución espacial con mayor estabilidad del bosque de queipo; y la segunda componente principal destaca píxeles donde el NDVI cambia más entre años, es decir, captura zonas con alta variabilidad interanual, por ejemplo: áreas donde el queipo aparece o desaparece, regiones sensibles a perturbaciones o incluso ruido o errores atmosféricos puntuales si los datos no fueron corregidos.

### 2.4.2 Conteo de Píxeles

El conteo de píxeles es una técnica para la clasificación de píxeles en las imágenes satelitales, en este estudio los píxeles mayores a 0,1 corresponden a píxeles con presencia de macroalgas, y los menores a 0,1 que corresponden a zonas sin macroalgas. Se realizó el conteo de píxeles con presencia de macroalgas y de aquellos sin macroalgas, para hacer comparaciones entre los años 2017 – 2024 y determinar los cambios en la distribución y cobertura del bosque de queipo.

## 2.5 Datos de oleaje regionales

Los datos de oleaje utilizados en este estudio fueron la altura de ola (m), el periodo medio (s) y la potencia del oleaje (kW/m), los cuales fueron otorgados por el Centro de Alerta de Marejadas de la Universidad de Valparaíso. Para conocer cómo se comporta el oleaje al ingresar a la costa de Quintay, los datos regionales se modelaron con el modelo de olas de tercera generación SWAN (Simulating waves nearshore) versión 41.45, el cual fue desarrollado por la Delft University of Technology para calcular olas aleatorias de cresta corta generadas por el viento en regiones costeras y aguas continentales (SWAN, 2024). Este modelo entrega la fecha en formato ISO, la altura de ola significativa ( $H_{sig}$ ), el periodo medio ( $T_m$ ), el periodo peak ( $T_p$ ), el periodo peak "suavizado", la dirección media ( $D_m$ ) y la dirección peak ( $D_p$ ). Para obtener la Potencia del oleaje, se utilizó la **Ecuación 2**, donde  $T_e$  es el periodo energético.

$$T_e = 1,169 \times T_m$$
$$P_o = 0,49 \times H_{sig}^2 \times T_e \quad \text{Ecuación 2}$$

Se realizó un Análisis de componentes principales (PCA) de los datos de oleaje para obtener solo una variable de las tres mencionadas anteriormente para analizar la relación del oleaje con los cambios de bosque del queipo.

## 2.6 Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo en R versión 4.4.2 (RStudio R Core Team 2024). Para obtener los PCA de cada estación se utilizaron los paquetes *raster*, *rasterVis*, *vegan*, *tidyr* y *dplyr*. Para el conteo de píxeles se utilizaron los paquetes *geosphere*, *terra*, *sp*, *vcd*, *tidyr* y *dplyr*. Para determinar si el clima del oleaje tiene influencia sobre el bosque de queipo, se realizaron diferentes análisis estadísticos. Se realizó un ANOVA de dos vías, test de Tukey y finalmente un modelo lineal generalizado, con los paquetes *emmeans*, *multcomp*, *multcompView* y *stringr*. Todos los gráficos se obtuvieron con el paquete *ggplot2*.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Variación espaciotemporal de la productividad del bosque de quelpo

El análisis de componentes principales nos permitió evaluar el comportamiento espacio temporal de la producción primaria, mediante NDVI, del bosque de quelpo para cada estación del año, identificando patrones comunes de variación y resaltando los años con características singulares. Los biplots (**Figura 2**) muestran la distribución de los píxeles en el espacio, definido por las dos primeras componentes principales (PC1 y PC2), junto con los *eigenvectors* (flechas) que indican la dirección y magnitud de la contribución de cada año al patrón general de variabilidad, por lo tanto, del biplot se pudo inferir qué años presentaron una alta producción primaria y que años tuvieron una mayor variabilidad interanual.

En **verano (Fig. 2a)** la PC1 explica más del 63% de la varianza total y representa la distribución espacial promedio del NDVI, mientras que el PC2 explica un 11.6% de la varianza, refleja la variabilidad interanual específica en conjunto explican el 74,6% de la varianza. Los años que presentaron una alta producción primaria en comparación con otros años fueron 2021, 2022 y 2023, mientras que los años con una mayor variabilidad interanual fueron 2018, 2020 y 2021, indicando zonas con cambios más marcados en el NDVI.

En **otoño (Fig. 2b)** la PC1 explica el 43,2% de la varianza, mientras que la PC2 explica el 16,1% de la variación interanual. Este fue el periodo con menor varianza explicada por las dos primeras componentes (59,3%), sugiriendo una mayor complejidad en los patrones interanuales. Los años 2018, 2020 y 2024 presentaron mayor productividad promedio, mientras que 2017, 2018 y 2021 evidencian mayor variabilidad interanual.

La temporada de **invierno (Fig. 2c)** la PC1 y PC2 explican el 41,3% y 18,9% de la variación, respectivamente (60% en total). Esta temporada presentó una menor dispersión entre los años, lo que sugiere una mayor estabilidad del NDVI invernal. Sin embargo, los años 2018 y 2023 destacan por presentar mayor variabilidad interanual.

En **primavera (Fig. 2d)** el PC1 explica el 53,4% y la PC2 el 13,9% de la varianza (67,3% en total). Esta estación muestra una clara diferenciación entre años con alta productividad constante (2022–2024) y años con alta variabilidad, como 2018. El patrón indica un comportamiento más estable en años recientes, con menor dispersión interanual.

En conjunto, los biplots sugieren que los años 2018 y 2023 presentan comportamientos atípicos o diferenciados en varias estaciones, mientras que los años 2022 - 2024 tienden a asociarse con una alta productividad relativamente estable. La componente PC2 es clave para entender las fluctuaciones interanuales específicas dentro de cada estación.

Para identificar los años más productivos, aquellos con mayor variabilidad interanual, y analizar las tendencias temporales de productividad del bosque de quelpo, se analizó la evolución interanual del NDVI promedio, junto con los valores de carga (*loadings*) de las dos primeras componentes principales (PC1 y PC2) obtenidas del PCA estacional (**Figura 3**). Los *loadings* del PCA reflejan cuánto contribuye cada año a los patrones de variación identificados por los componentes principales. En este caso, valores altos en PC1 se asocian con años de mayor NDVI promedio, mientras que valores extremos en PC2 (positivos o negativos) indican años con comportamientos atípicos respecto a la variación interanual del NDVI.

En la temporada de **verano (Fig. 3a)**, el año 2021 destaca por tener valores elevados tanto en PC1 (0,471) como en PC2 (0,342), lo que indica una alta productividad primaria con un comportamiento atípicamente alto (NDVI = 0,250). Al contrario, el año 2020, con un NDVI de 0,136, muestra valores bajos en ambas componentes (PC1 = 0,246; PC2 = 0,267), reflejando una reducción abrupta de la productividad. La tendencia general muestra un aumento progresivo desde 2017 hasta 2019, seguido por una fuerte caída en 2020, una recuperación significativa en 2021, y una disminución gradual entre 2022 y 2024, sin alcanzar nuevamente los niveles bajos de 2020.

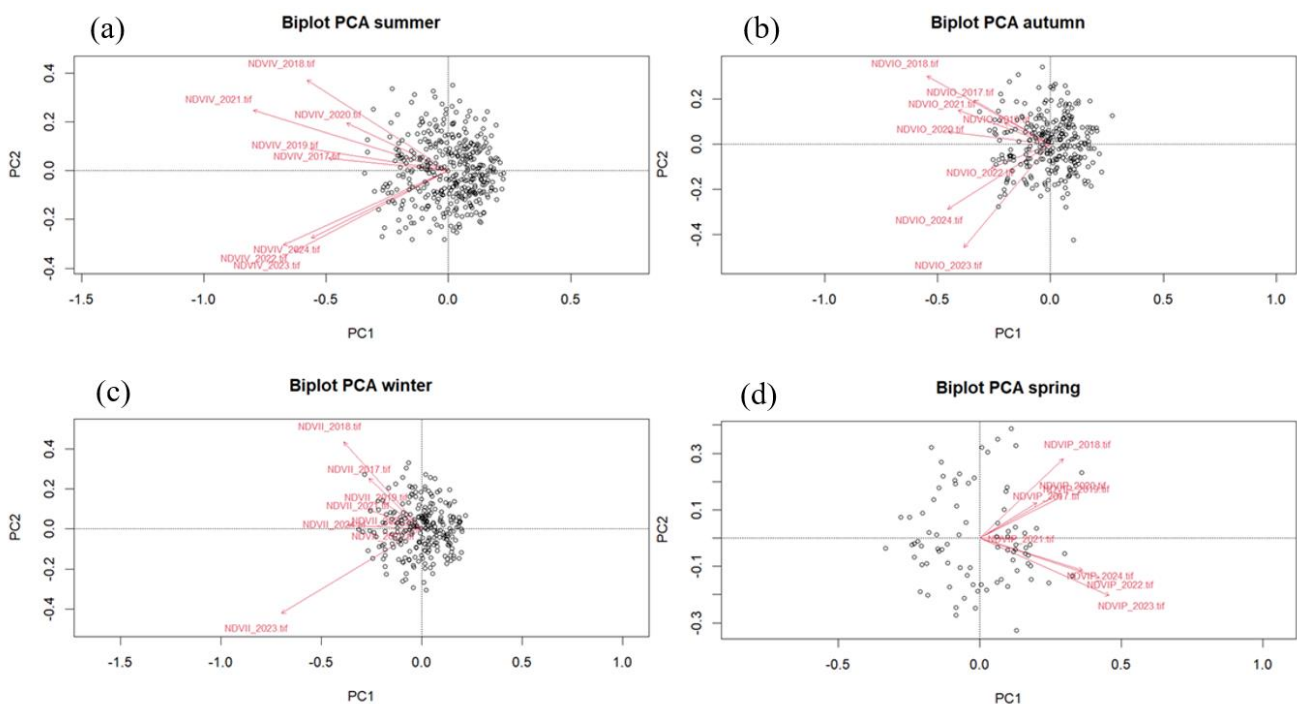
En la temporada de **otoño (Fig. 3b)**, El año 2018 sobresale como un año atípico con alta productividad (NDVI = 0,320) y una gran variabilidad interanual, evidenciada por los valores elevados en PC1 (0,490) y PC2 (0,442). Por otro lado, 2023 y 2024 también presentan altos valores de NDVI (NDVI = 0,325), pero con baja variabilidad interanual (PC2 negativos), lo que sugiere una productividad alta y más homogénea. El año con menor NDVI es 2019 (NDVI = 0,189), acompañado de bajas cargas en ambas componentes (PC1 de 0,181; PC2 0,135). La

dinámica otoñal muestra un ciclo de aumento en 2017–2018, disminución en 2019, recuperación en 2020–2021, una leve caída en 2022 y estabilización en los años posteriores. La temporada de **invierno** (Fig. 3c) presentó menor variabilidad interanual general. Aun así, los años 2018 (PC1 de 0,388; PC2 de 0,639) y 2023 (PC1 de 0,697; PC2 -0,622), destacan por su alta productividad y mayor diferenciación interanual, con un NDVI de 0,313 y 0,307, respectivamente. Los años 2019 y 2020 presentan los valores más bajos de NDVI (0,200 y 0,196, respectivamente), acompañados por bajas cargas en ambas componentes, 2019 (PC1 de 0,190; PC2 0,194) y 2020 (PC1 de 0,162; PC2 0,051). En términos de tendencia, se observa un aumento en 2018, seguido de una fase estable entre 2019 y 2022, con un repunte en 2023 y leve disminución en 2024.

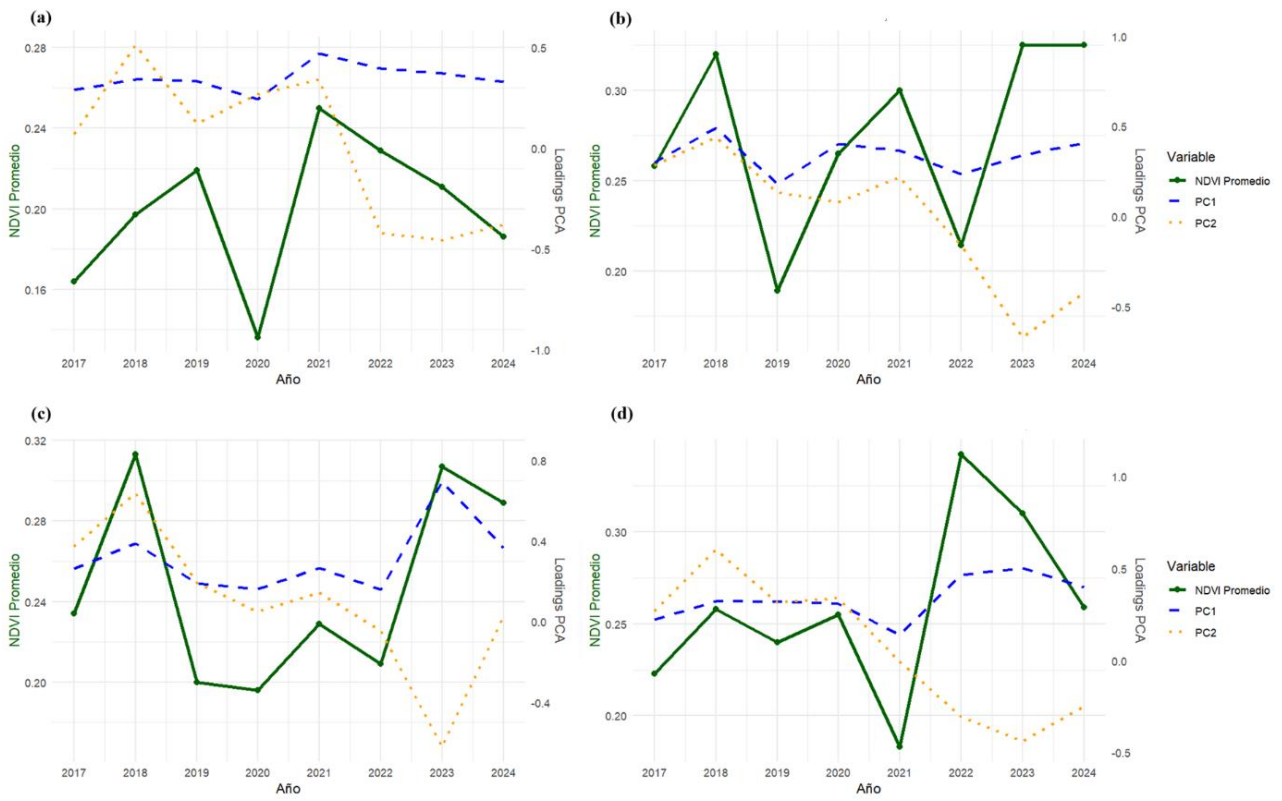
Finalmente, en la temporada de **primavera** (Fig. 3d) los años 2022 (NDVI = 0,342) y 2023 (NDVI = 0,310) muestran una alta productividad con valores elevados en PC1 (0,466 y 0,502, respectivamente), mientras que 2018 destaca por su variabilidad interanual (PC2 = 0,413). El año 2021 presenta el menor valor de NDVI (0,183) y también valores bajos en las componentes principales, indicando una baja productividad. En general, la primavera mostró una productividad estable entre 2017 y 2020, una caída en 2021, seguida de un alza pronunciada en 2022, y una leve disminución hacia 2024.

El análisis estacional del NDVI a través de PCA revela que cada estación del año presenta patrones diferenciados de variabilidad en la productividad de las macroalgas pardas, tanto en términos espaciales como temporales. La estación de **verano** fue la estación con mayor proporción de varianza explicada por la primera componente (PC1 = 63%), lo que sugiere una señal espacial dominante, probablemente vinculada a condiciones favorables de luz y temperatura que permiten una productividad más homogénea en el área de estudio. La PC2, aunque menor (11,6%), aportó información sobre eventos atípicos interanuales, destacando 2021 como un año especialmente productivo y variable. En contraste, **otoño** mostró la menor proporción de varianza total explicada por las dos primeras componentes (PC1 + PC2 = 59,3%). Esto sugiere una mayor complejidad en la distribución espacial-temporal del NDVI en esta estación, probablemente por transiciones ambientales entre verano e invierno. Años como 2018 se comportaron de manera destacada por su alta productividad y variabilidad, reflejando posiblemente eventos anómalos como floraciones o cambios en la cobertura. En **invierno** hubo una baja variabilidad general, con una distribución más homogénea del NDVI entre años. Aunque la PC1 explica un 41,3% y la PC2 un 18,9% (60% en total), el patrón más relevante

fue la estabilidad, con pocas oscilaciones abruptas, salvo en años como 2018 y 2023. Esto podría reflejar que las condiciones más limitantes del invierno reducen la amplitud de respuesta de las macroalgas a factores ambientales. Y la **primavera** exhibió una varianza intermedia (PC1 = 53,4%; PC2 = 13,9%), pero mostró transiciones marcadas en ciertos años. Por ejemplo, 2021 se comportó como un año de baja productividad, mientras que 2022 y 2023 mostraron valores máximos en PC1, lo que sugiere un repunte en la productividad que luego comenzó a decrecer en 2024. Esta estacionalidad podría estar modulada por el inicio de condiciones más favorables que marcan el final del invierno. En conjunto, **verano y primavera** se destacan por mostrar una señal espacial más dominante, mientras que **otoño e invierno** reflejan una mayor heterogeneidad y complejidad en los patrones interanuales.



**Figura 2.** Biplot del PCA para el periodo 2017 – 2024 para las estaciones (a) verano; (b) otoño; (c) invierno y (d) primavera



**Figura 3.** NDVI promedio y los *loadings* de las componentes principales 1 y 2 obtenidos de cada PCA, para las estaciones (a) verano; (b) otoño; (c) invierno y (d) primavera. El NDVI promedio se representa con la línea verde continúa, la PC1 la línea azul y la PC2 la línea naranja

### 3.2 Variación espaciotemporal de la cobertura del bosque de queipo

Al analizar la cobertura del bosque de queipo (**Figura 4**) se aprecia que, en general, la estación con mayor cobertura a lo largo de los años fue otoño con un promedio de  $1,13\text{E-}05 \text{ m}^2$ , luego la temporada de invierno con un promedio de  $1,03\text{E-}05 \text{ m}^2$ , le sigue la temporada de verano con  $6,84\text{E-}06 \text{ m}^2$  y la con menor cobertura fue primavera con un promedio de  $6,01\text{E-}06 \text{ m}^2$ .

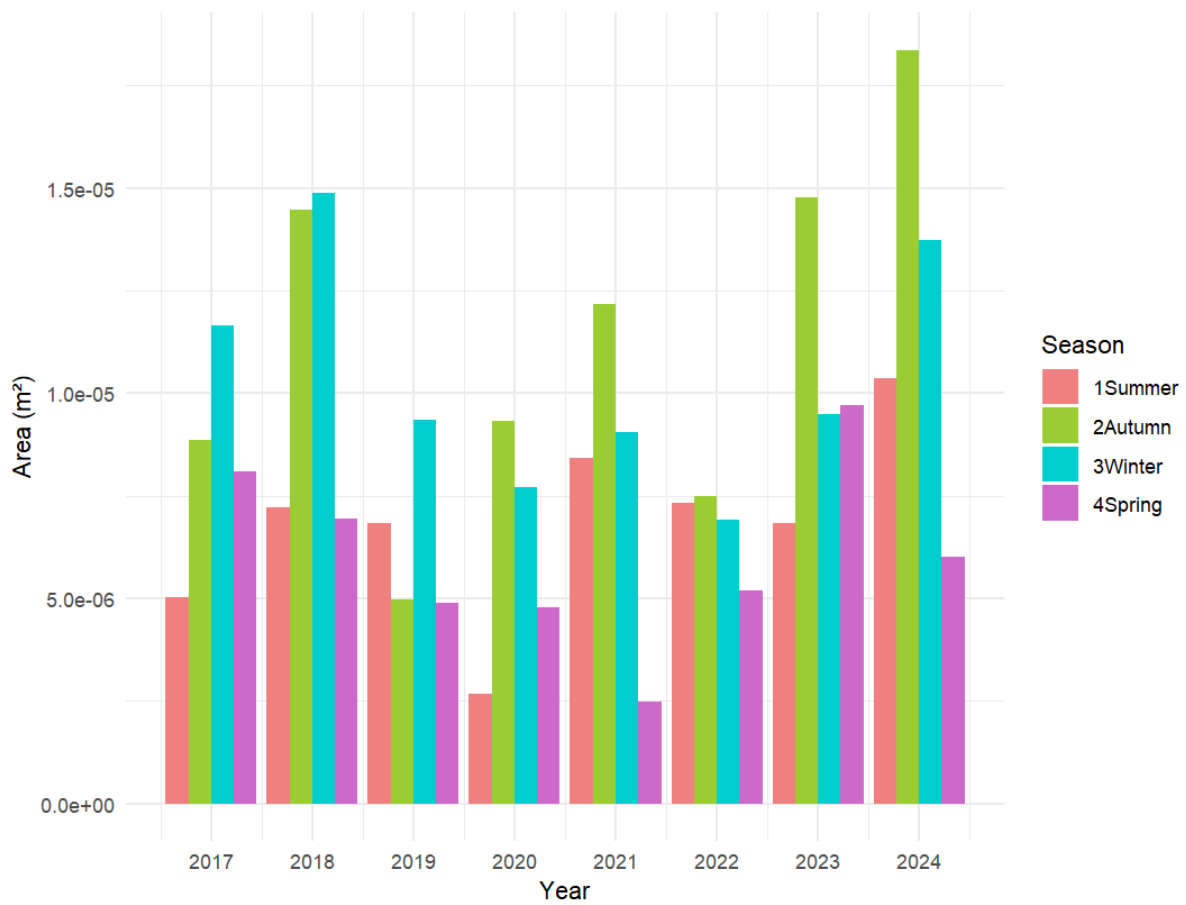
En el **verano** los años con mayor cobertura de macroalgas son 2024 y 2021, con una cobertura igual a  $1,04\text{E-}05 \text{ m}^2$  y  $8,43\text{E-}06 \text{ m}^2$ , respectivamente; el año con menor cobertura fue 2020, con una cobertura igual a  $2,68\text{E-}06 \text{ m}^2$ .

En **otoño** los años con mayor cobertura son 2024, 2023 y 2018, con una cobertura igual al  $1,84\text{E-}05 \text{ m}^2$ ,  $1,48\text{E-}05 \text{ m}^2$  y  $1,45\text{E-}05 \text{ m}^2$ , respectivamente; y los años con menor cobertura fueron 2019 y 2022 con  $4,97\text{E-}06 \text{ m}^2$  y  $7,49\text{E-}06 \text{ m}^2$ , respectivamente.

Para el **invierno** los años con mayor cobertura fueron 2018 y 2024 con  $1,49\text{E-}05 \text{ m}^2$  y  $1,37\text{E-}05 \text{ m}^2$ , respectivamente; en contraste, los años 2022 y 2020 tuvieron menor cobertura con  $6,92\text{E-}06 \text{ m}^2$  y  $7,72\text{E-}06 \text{ m}^2$ , respectivamente.

En **primavera** los años con mayor cobertura fueron 2023 y 2017 con  $9,71\text{E-}06 \text{ m}^2$  y  $8,10\text{E-}06 \text{ m}^2$ , respectivamente; y el año con menor cobertura fue 2021 con  $2,49\text{E-}06 \text{ m}^2$ .

Se observa que en la temporada de verano hay una acumulación de aumento total de  $5,33\text{E-}06 \text{ m}^2$  en el transcurso de los 8 años, en otoño hay un aumento de  $9,50\text{E-}06 \text{ m}^2$ , en invierno hay un aumento de  $2,07\text{E-}06 \text{ m}^2$  y que la temporada de primavera acumula una pérdida de  $-2,09\text{E-}06 \text{ m}^2$  (**Tabla S4, Figura 4**) siendo la estación donde hubo más pérdida de cobertura de macroalgas. En la temporada de verano, se puede observar que los años que presentaron pérdidas fueron 2019, 2020, 2022 y 2023; y aquellos que presentaron un aumento 2018, 2021 y 2024. Para la temporada de otoño, los años que presentaron pérdidas fueron 2019 y 2022; y los que tuvieron ganancia fueron 2018, 2020, 2021, 2023 y 2024. En cambio, en invierno y primavera tuvieron más años de pérdida que de ganancia en la cobertura, siendo los años de ganancia solo 2018 y 2024 en invierno y 2023 en primavera. Esto indicaría que en los años donde hubo una disminución en la cobertura del bosque de queipo habría condiciones desfavorables para la población.

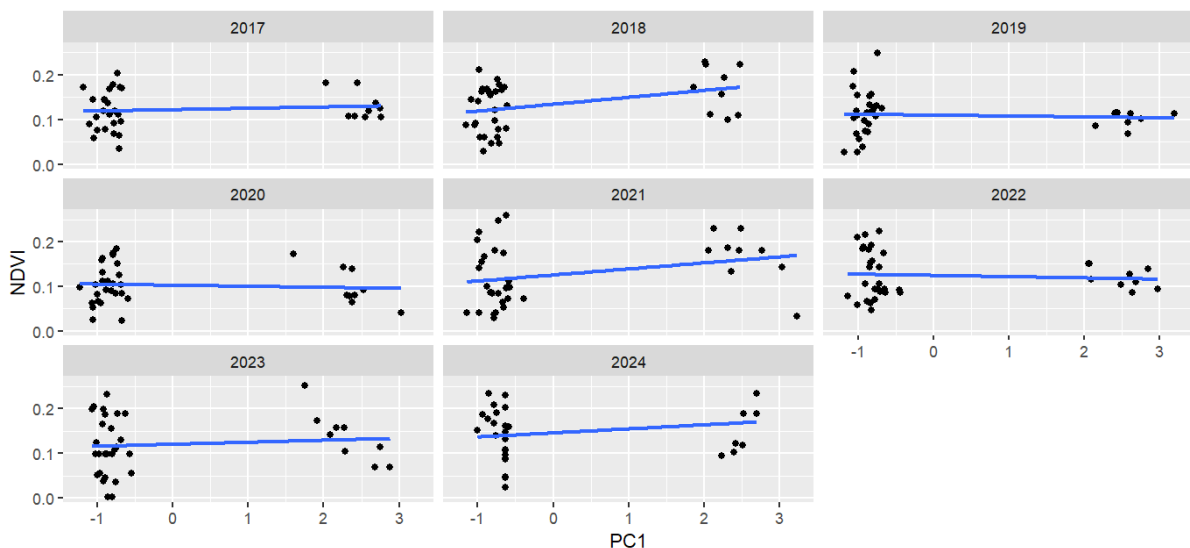


**Figura 4.** Variación de la cobertura promedio del quepo en m2 en Quintay para cada estación durante el periodo 2017 – 2024, donde el verano se presenta en barras color rojo, el otoño en color verde, el invierno en color azul y primavera en color morado

### 3.3 Relación del oleaje con el bosque de quelpo

El análisis de componentes principales realizado al oleaje local entre los años 2017 a 2024, mostró que el 68,8% de la varianza está representada por el PC1, que representa a las variables asociadas a la altura de la ola, periodo y potencia del oleaje, mientras que el PC2 sólo contribuye con el 31,2%; sin embargo, se decidió analizar el efecto de la Potencia y altura de ola por separado, debido a que la PC1 solo explica la varianza de la altura de ola (69%) y la PC2 explica la varianza de la potencia del oleaje (96%).

La regresión lineal para los datos de oleaje asociados al PC1 en el periodo 2017 – 2024, no se presenta una relación significativa con el NDVI. El único año que presentó una relación estadísticamente significativa entre el oleaje y NDVI fue el 2018, con un  $R^2$  de 0,14 y un  $p = 0,02$  (**Fig. 5**), indicando que el aumento del oleaje se relacionó con un aumento en el NDVI.



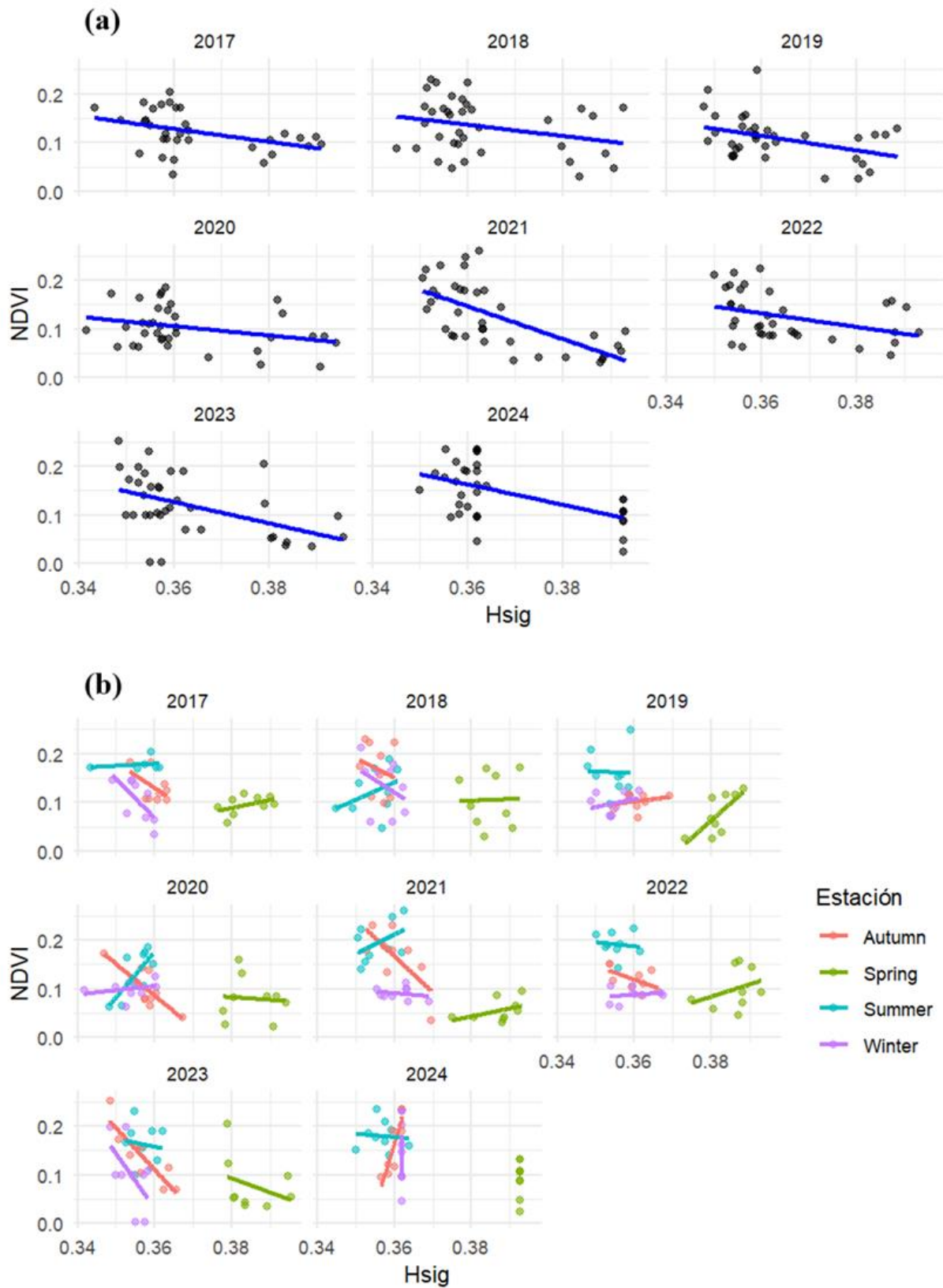
**Figura 5.** Regresiones lineales para cada año con los parámetros de oleaje convertidos en la variable PC1 de Quintay ( $p$  - value 2017 = 0,5388; 2018 = 0,02446; 2019 = 0,6989; 2020 = 0,6426; 2021 = 0,08267; 2022 = 0,627; 2023 = 0,5627; 2024 = 0,1986)

Las regresiones lineales para conocer cómo se relacionan la altura significativa de las olas con la variación del NDVI se resumen en la **Figura 6**, se observa como varía el NDVI en función de la altura de ola significativa para cada año (**Fig. 6a**) y para cada estación (**Fig. 6b**). En la **Fig. 6a** se observa una tendencia negativa en la mayoría de los años, lo que sugiere que mayores alturas de ola se asocian con una menor producción primaria (NDVI más bajo), todos los años mostraron una relación estadísticamente significativa, a excepción de 2018 y 2020 ( $p > 0,05$ , **Tabla S6**), indicando que la altura de ola tiene un efecto negativo sobre la productividad del

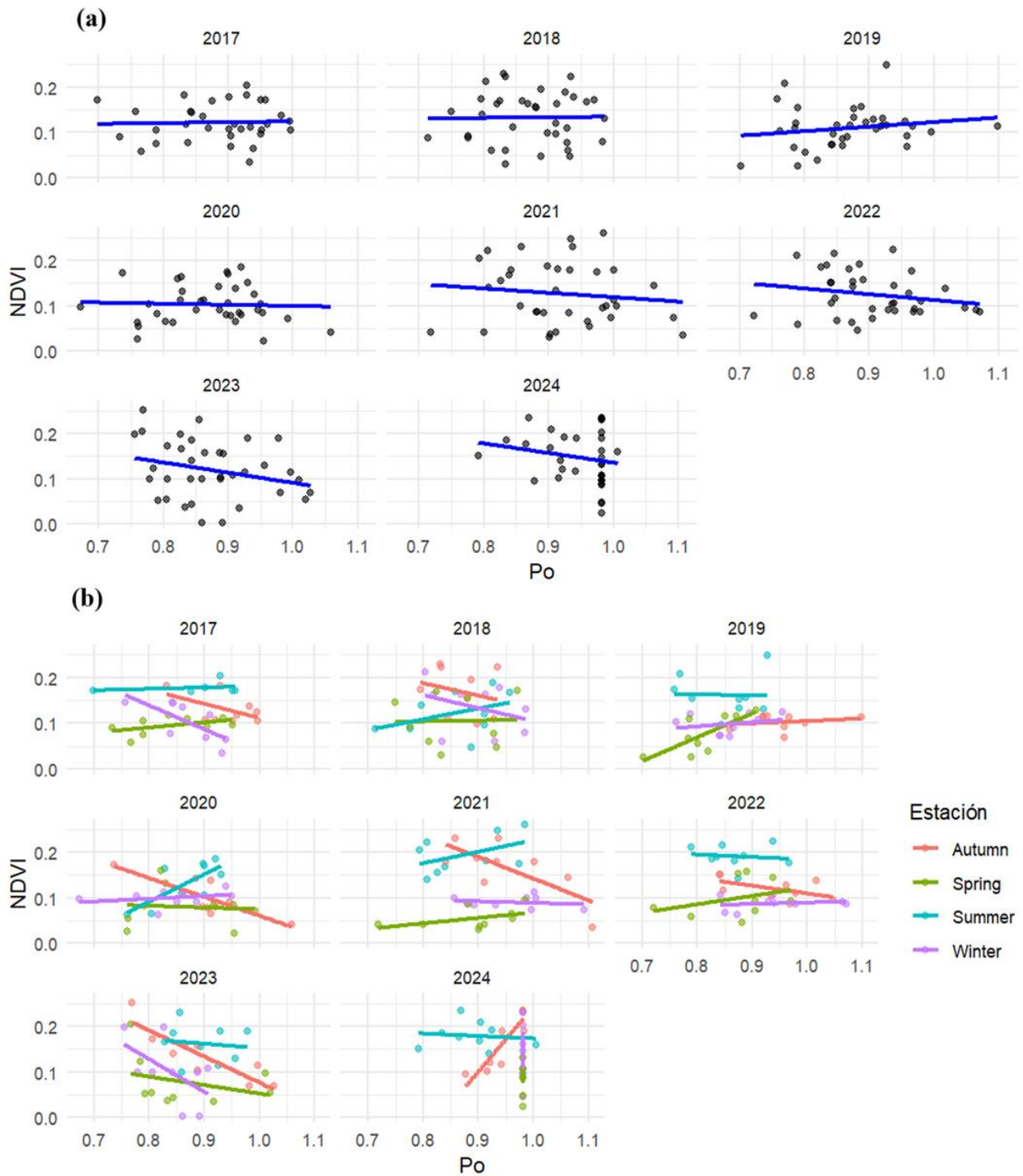
bosque de quelpo. Respecto a la variación entre estaciones (**Fig. 6b**), solo en otoño (color rojo) hubo una relación estadísticamente significativa ( $R^2 = 0,16$ ;  $p = 0,0004$ ), por lo tanto, las variaciones del NDVI sí están relacionadas con la altura de ola durante esta temporada. Los años 2017, 2018, 2020, 2021, 2022 y 2023 tuvieron una relación negativa, es decir, a mayor altura de ola, menor fue el NDVI. En cambio, los años 2019 y 2024 tuvieron una relación positiva, es decir, a mayor altura de ola, mayor fue el NDVI. Esto indica que la altura de ola sí explica la variación del NDVI a escala anual y solo explica el cambio en la temporada de otoño.

La variación del NDVI en función de la potencia del oleaje se resumen en la **Figura 7**, se observa como varía el NDVI en función de la altura de la potencia para cada año (**Fig. 7a**) y para cada estación (**Fig. 7b**). En la **Fig. 7a** se observa todos los años presentan una relación estadísticamente no significativa ( $p > 0,05$ ). Respecto a la variación entre estaciones (**Fig. 7b**), solo en otoño (color rojo) hubo una relación estadísticamente significativa ( $R^2 = 0,13$ ;  $p = 0,02$ ), por lo tanto, las variaciones del NDVI sí están relacionadas con la potencia del oleaje local durante la temporada de otoño.

Se puede observar que la relación  $Po \sim NDVI$  es homogénea en el tiempo, teniendo todos los años una pendiente negativa no significativa, excepto el 2017 que fue positiva, pero igualmente no significativa.



**Figura 6.** Regresiones lineales para cada año entre la altura de ola significativa (Hsig) obtenida para Quintay y el NDVI anual (a) y estacional (b), donde el verano se presenta en color celeste, el otoño en color rojo, el invierno en color morado y primavera en color verde



**Figura 7.** Regresiones lineales para cada año entre la Potencia del oleaje (Po) obtenida para Quintay y el NDVI anual (a) y estacional (b), donde el verano se presenta en color celeste, el otoño en color rojo, el invierno en color morado y primavera en color verde

En base a los resultados obtenidos podemos concluir que la hipótesis planteada en este trabajo es aceptada, es decir, que los cambios en los patrones de las marejadas sí están afectando a la productividad y cobertura del bosque de macroalgas presentes en Bahía Quintay.

## 4. DISCUSIÓN

El análisis de PCA estacional permitió identificar patrones espaciales y temporales en la variabilidad del NDVI, revelando una marcada variación estacional e interanual. La temporada de verano presentó la mayor proporción de varianza explicada por la primera componente, sugiriendo una señal espacial dominante posiblemente relacionada con condiciones de luz y temperatura favorables, mientras que la segunda componente destacó años con mayor variabilidad interanual, como 2018 y 2021. La primavera mostró un comportamiento intermedio, sin embargo, la variabilidad interanual capturada por la PC2 fue más marcada, destacando los años 2018, 2021 y 2023 como periodos de anomalías notorias. Por su parte, otoño e invierno presentaron patrones más complejos y heterogéneos, con menor varianza explicada por las dos primeras componentes, lo cual podría reflejar una mayor influencia de factores ambientales cambiantes, como las transiciones estacionales y el régimen de marejadas (Dayton *et al.*, 1999; Vega *et al.*, 2005; Vásquez *et al.*, 2006).

Los resultados de cobertura estimada a partir del NDVI mostraron que la temporada de otoño fue consistentemente la estación con mayor cobertura de macroalgas, lo cual concuerda con estudios como el de Vásquez *et al.* (2008), quienes señalaron que la recuperación de los bosques de quepo tiende a ser más evidente durante los meses otoñales debido a una menor exposición a perturbaciones físicas intensas como el oleaje o las tormentas. La primavera fue la única estación que mostró una pérdida neta de cobertura en el periodo 2017–2024, indicando condiciones más restrictivas para la proliferación del bosque de quepo en esta época. Esta pérdida podría estar asociada a una combinación de factores ambientales, incluyendo el aumento del estrés por oleaje y menor estabilidad de la columna de agua (Winkler *et al.*, 2016; González *et al.*, 2021).

Los años con menor cobertura (por ejemplo, 2019 y 2020) coinciden con periodos de eventos El Niño, lo que podría haber exacerbado los efectos negativos sobre la cobertura algal debido a una combinación de temperaturas elevadas, baja disponibilidad de nutrientes y condiciones más agitadas. En años con condiciones La Niña (por ejemplo, 2017–2018 y 2022–2023), se ha reportado un fortalecimiento de la surgencia costera, lo que conlleva un enfriamiento del agua superficial y aumento de nutrientes, favoreciendo la productividad primaria (Marín *et al.*, 2001; Thiel *et al.*, 2007). Esto podría explicar por qué en años como 2018 y 2022 se observaron altos valores de NDVI, a pesar de presentarse también un régimen de oleaje intenso. Por otro lado, años como 2019–2020 y 2023–2024 estuvieron marcados por condiciones cálidas asociadas a

El Niño, caracterizadas por temperaturas más altas del mar, menor disponibilidad de nutrientes y debilitamiento de la surgencia costera (Montecino & Lange, 2009). Esto podría haber influido negativamente en la productividad del quelpo, como se observa en la disminución de NDVI en verano de 2020 y primavera de 2021. Así, los resultados sugieren que la variabilidad interanual de la cobertura del bosque de quelpo no puede atribuirse exclusivamente al régimen de marejadas, sino también a los efectos indirectos de ENOS sobre la columna de agua y la productividad. Esta variabilidad es consistente con lo reportado en estudios previos en la costa central de Chile, donde factores climáticos interanuales como El Niño/Oscilación del Sur (ENSO) y la Oscilación Antártica (AAO) han mostrado una influencia directa en la biomasa de macroalgas (Huovinen *et al.*, 2016; Vásquez *et al.*, 2019).

Los análisis de regresión lineal entre la potencia del oleaje ( $P_o$ ) y el índice de vegetación NDVI no mostraron tener una relación estadísticamente significativa en ningún año dentro del periodo de estudio; sin embargo, entre la altura significativa de ola ( $H_{sig}$ ) y el índice de vegetación NDVI revelaron una tendencia negativa consistente en varios años, estos resultados sugieren que mayores alturas de ola se asociaron con una menor cobertura o productividad de macroalgas, lo que podría estar vinculado a un aumento en la intensidad o frecuencia de marejadas, generando efectos de disturbio físico sobre los bosques de quelpo. Estos hallazgos son consistentes con estudios previos que documentaron efectos negativos del oleaje sobre macroalgas. Por ejemplo, Bekkby *et al.* (2019) analizaron la distribución de quelpo en la costa de Noruega y encontraron que su abundancia disminuye en áreas expuestas a altas intensidades de oleaje y corriente, particularmente cuando estos factores se combinan con una menor profundidad. Este estudio demuestra que el disturbio físico, al superar ciertos umbrales, limita la estabilidad y persistencia de los bosques de quelpo, una conclusión que coincide con lo observado en la costa de Quintay. Al igual que en el presente estudio, Bekkby *et al.* destacan que las condiciones hidrodinámicas son un filtro ambiental importante que regula la distribución y productividad de macroalgas. Del mismo modo, Reed *et al.* (2011) encontraron que el disturbio por oleaje era el principal controlador de la productividad de *Macrocystis pyrifera* en California, superando incluso la influencia de nutrientes y herbivoría. Cavanaugh *et al.* (2011) encontraron que las perturbaciones por oleaje eran un factor clave que limitaba la producción primaria neta (PPN) en los bosques de quelpo de California. En particular, observaron que las pérdidas de biomasa debido al oleaje invernal eran significativamente mayores en California central, donde las olas eran más intensas, en comparación con California del sur.

Adicionalmente, se debe considerar la influencia de la variabilidad climática interanual asociada al fenómeno El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), ya que años como 2019 y 2020 – clasificados como años El Niño – coincidieron con una menor correlación entre la altura significativa de las olas y el NDVI. Durante estos eventos se altera la temperatura y la disponibilidad de nutrientes, lo que también podría atenuar o modificar el efecto del oleaje sobre las macroalgas (Montecino *et al.*, 2006; Vásquez *et al.*, 2006).

En conjunto, estos resultados sugieren que tanto los efectos físicos inmediatos (como el oleaje) como los forzantes climáticos de escala mayor (como ENOS) actúan como motores clave en la dinámica de los bosques de macroalgas. Y que los regímenes hidrodinámicos están modificando las condiciones de hábitat y podrían estar limitando la recuperación y estabilidad de estos ecosistemas, tanto en el hemisferio norte como en el sur.

Los análisis estacionales indicaron que la relación negativa entre NDVI y Hsig fue significativa solo en otoño. Esto puede deberse a una mayor sensibilidad del bosque de quelpo tras el periodo de invierno, donde se acumulan los efectos del disturbio físico, o a que el otoño coincide con una fase de máxima extensión del dosel algal, haciéndolo más susceptible a la acción del oleaje. En cuanto a la potencia del oleaje ( $P_o$ ), si bien las relaciones anuales no fueron estadísticamente significativas, se detectó una relación significativa con NDVI también en otoño, lo que refuerza la idea de que las condiciones de oleaje durante esta estación son clave para explicar la dinámica de cobertura. A pesar de que las pendientes negativas no fueron significativas año a año, la consistencia de este patrón sugiere un efecto acumulativo o crónico del estrés hidrodinámico.

Los resultados obtenidos en este estudio muestran una menor cobertura del bosque de quelpo durante el verano en comparación con otras estaciones, especialmente otoño e invierno, lo que podría estar relacionada con la ocurrencia de marejadas durante el invierno, teniendo un efecto acumulativo o retardado sobre la estructura del bosque de quelpo, afectando negativamente su extensión en la siguiente estación. Durante el invierno, debido a las marejadas más intensas, se estaría generando un estrés mecánico significativo sobre las poblaciones de quelpo, incluyendo el desprendimiento de frondas, daño a sus estructuras de anclaje, e incluso la remoción completa de individuos. Estas perturbaciones, al reducir la biomasa y densidad del dosel, podrían limitar la capacidad de regeneración durante la primavera y el verano, momento en el

que se observan las coberturas más bajas. Estos hallazgos son consistentes con estudios realizados en otras regiones. Castorani *et al.* (2018) observaron que la frecuencia de perturbaciones físicas, más que su intensidad, puede alterar significativamente la estabilidad y recuperación de los bosques de macroalgas, con efectos que se extienden hacia las estaciones posteriores. Por su parte, Lindhart *et al.* (2024) destacan que una menor densidad del dosel tras eventos de oleaje disminuye la capacidad del bosque de queipo para amortiguar el impacto de futuras marejadas, haciéndolo más vulnerable a daños recurrentes.

Estos resultados apoyan la hipótesis de que las nuevas condiciones de marejadas están reduciendo la cobertura de macroalgas en la costa central de Chile, especialmente durante otoño, cuando los bosques de queipo alcanzan su máxima extensión y son más vulnerables al disturbio. La consistencia de estos resultados con la literatura internacional refuerza la preocupación sobre el impacto creciente del cambio climático y las alteraciones en los regímenes de oleaje sobre los ecosistemas costeros templados.

En resumen, la dinámica del bosque de queipo en Quintay durante el periodo 2017–2024 refleja una interacción compleja entre procesos estacionales, interanuales y oceanográficos. El régimen de marejadas puede generar disturbios sobre la cobertura de queipo, en conjunto con los efectos del ENOS sobre la surgencia y la temperatura del mar.

## 5. CONCLUSIONES

La teledetección del bosque de quelpo es posible debido a que las macroalgas generan un dosel flotante, sin embargo, hay que tener en cuenta que el tamaño del píxel en relación con el tamaño del dosel son elementos importantes para la detección de su extensión (Nijland *et al.*, 2019). Además, la ubicación de los píxeles en relación con el tamaño del dosel de macroalgas es importante, debido a que sus centros son más estables y reflejan mejor la dinámica del bosque (Cavanaugh *et al.*, 2010). En este sentido las imágenes de Sentinel-2 con una alta resolución espacial (10 m) permitió la detección de las macroalgas a pesar del pequeño tamaño de la población existente en Quintay (Broitman *et al.*, 2011). Debido a que el bosque de quelpo no se encuentra solo, sino que coexiste con otras algas verdes, se genera una superposición entre las reflectancias entre las algas pardas y las algas verdes intermareales (Ulvaes), por lo tanto, estas últimas también son detectadas en áreas intermareales rocosas poco profundas (Mora-Soto *et al.*, 2020). A pesar de que esta técnica es que solo puede detectar la parte flotante del alga, fue posible detectar diferencias anuales y estacionales de la producción primaria de los bosques de quelpo en Quintay.

El análisis espaciotemporal del NDVI y la cobertura del bosque de quelpo en Bahía Quintay durante el período 2017–2024 permitió identificar patrones de variabilidad estacional e interanual claramente diferenciados. A nivel estacional, el verano y la primavera se caracterizaron por una señal espacial dominante y relativamente estable, mientras que el otoño e invierno mostraron mayor heterogeneidad y complejidad en sus patrones de productividad. Los años 2021, 2022 y 2023 se asociaron con una productividad elevada y sostenida, especialmente en verano y primavera, mientras que años como 2018 y 2020 destacaron por su alta variabilidad interanual, sugiriendo posibles eventos anómalos o transiciones ambientales abruptas. La primavera mostró una recuperación sostenida a partir de 2022, tras un mínimo en 2021, mientras que el invierno presentó un comportamiento más estable, con menor dispersión interanual.

En cuanto a la cobertura, otoño fue la estación con mayor superficie cubierta de macroalgas, seguido del invierno. Primavera fue la estación con menor cobertura promedio y una tendencia neta de pérdida durante el periodo analizado. En general, se identificaron aumentos importantes de cobertura en 2024 en varias estaciones, lo cual podría indicar una fase de recuperación reciente. No obstante, los años 2020 y 2022 presentaron reducciones notables, posiblemente

asociadas a condiciones ambientales desfavorables. Estos resultados evidencian una dinámica temporal compleja, donde la productividad y la cobertura del bosque de queipo responden a múltiples factores ambientales y ecológicos, reflejando la necesidad de monitoreos continuos para comprender mejor su evolución frente al cambio ambiental.

El análisis de la relación entre los patrones de productividad del bosque de queipo (NDVI) y el régimen de oleaje local reveló asociaciones significativas pero acotadas. A nivel anual, la relación entre el NDVI y la altura significativa de ola mostró una tendencia negativa en la mayoría de los años, indicando que un aumento en la energía del oleaje tiende a disminuir la productividad. Esta relación fue estadísticamente significativa en todos los años, excepto 2018 y 2020, consolidando la altura de ola como un factor potencialmente limitante para la productividad anual del queipo. A escala estacional, la temporada de otoño fue la única que presentó relaciones estadísticamente significativas tanto con la altura significativa de ola ( $R^2 = 0,16$ ;  $p = 0,0004$ ) como con la potencia del oleaje ( $R^2 = 0,13$ ;  $p = 0,02$ ), sugiriendo una mayor sensibilidad del bosque de macroalgas a las condiciones oceanográficas durante este periodo de transición, donde los efectos físicos del oleaje (como el desprendimiento de frondas o el estrés mecánico) impactan negativamente la estructura del bosque (Cavanaugh *et al.*, 2011; Reed *et al.*, 2011; Bekkby *et al.*, 2019). En otras estaciones, la relación entre oleaje y productividad fue no significativa.

Respecto a la cobertura, aunque no se evaluó estadísticamente su relación con el oleaje, los patrones interanuales sugieren que las pérdidas en años como 2020 y 2022 podrían estar asociadas a un régimen de oleaje más intenso, afectando físicamente la estructura del bosque. Sin embargo, esta relación requiere análisis específicos para ser confirmada.

En síntesis, los resultados indican que el oleaje, especialmente su componente de altura puede actuar como un modulador de la productividad del bosque de queipo, particularmente durante el otoño. No obstante, su efecto no es uniforme ni determinante en todas las escalas temporales, lo que sugiere que otros factores ambientales y biológicos también juegan un rol clave en la dinámica del ecosistema. Además, el patrón observado en Quintay – donde los veranos con menor cobertura están precedidos por inviernos con marejadas intensas – refuerza la hipótesis de que el régimen invernal de oleaje actúa como un importante modulador de la estructura y dinámica del bosque de queipo en esta región.

Finalmente, el bosque de queipo de Quintay representa un ecosistema clave dentro de la costa central de Chile, tanto por su rol ecológico como por los servicios ecosistémicos que provee. Este estudio aporta evidencia concreta sobre cómo factores climáticos de gran escala, como El Niño y La Niña, así como la dinámica local del oleaje, influyen significativamente en su cobertura y productividad. La complejidad de estas interacciones subraya la necesidad de monitoreos continuos y de enfoques integrativos que consideren tanto la variabilidad climática como las presiones locales para una gestión efectiva de estos ecosistemas.

### **Recomendaciones para estudios futuros**

Para futuros estudios, se recomienda llevar a cabo (1) monitoreos continuos frecuentes, y así poder capturar mejor los efectos inmediatos y acumulativos del oleaje sobre los queipos, realizando monitoreos estacionales o mensuales, combinando imágenes satelitales con observaciones in situ; (2) incluir información de temperatura superficial del mar, salinidad, disponibilidad de nutrientes y datos de reclutamiento del queipo para entender mejor los mecanismos detrás de los cambios observados, tal como lo han sugerido estudios como los de Cavanaugh *et al.* (2011) y Hernández-Carmona *et al.* (2001), quienes vincularon la productividad y reproducción del queipo con condiciones ambientales estacionales.; y (3) desarrollar modelos que permitan identificar umbrales críticos de oleaje o temperatura, más allá de los cuales se produce un daño estructural o funcional en el bosque de queipo.

## 6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Assis, J., Lucas, A. V., Bárbara, I., & Serrão, E. Á. (2016). Future climate change is predicted to shift long-term persistence zones in the cold-temperate kelp *Laminaria hyperborea*. *Marine Environmental Research*, 113, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.11.005>
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169–193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Becerra, D. (2017). *Characterization of the summer coastal storms 2015–16 and its relationship with the “El Niño” phenomenon*. Facultad de Ingeniería, Universidad de Valparaíso.
- Bekkby, T., Smit, C., Gundersen, H., Rinde, E., Steen, H., Tveiten, L., Gitmark, J. K., Fredriksen, S., Albretsen, J., & Christie, H. (2019). The abundance of kelp is modified by the combined impact of depth, waves and currents. *Frontiers in Marine Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00475>
- Bell, T. W., Cavanaugh, K. C., Reed, D. C., & Siegel, D. A. (2015). Geographical variability in the controls of giant kelp biomass dynamics. *Journal of Biogeography*, 42(10), 2010–2021. <https://doi.org/10.1111/jbi.12550>
- Bell, T. W., Cavanaugh, K. C., & Siegel, D. A. (2015). Remote monitoring of giant kelp biomass and physiological condition: An evaluation of the potential for the Hyperspectral Infrared Imager (HyspIRI) mission. *Remote Sensing of Environment*, 167, 218–228. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.05.003>
- Bennett, S., Wernberg, T., Connell, S. D., Hobday, A. J., Johnson, C. R., & Poloczanska, E. S. (2016). The “Great Southern Reef”: social, ecological and economic value of Australia’s

- neglected kelp forests. *Marine & Freshwater Research*, 67(1), 47.  
<https://doi.org/10.1071/mf15232>
- Beyá J., Álvarez M., Gallardo A., Hidalgo H., Aguirre C., Valdivia J., Parra C., Méndez L., Contreras C., Winckler P., & Molina M. (2016). *Atlas de Oleaje*. Escuela de Ingeniería Civil Oceánica, Universidad de Valparaíso.
- Bindoff, N., Cheung, W., Kairo, J., Arístegui, J., Guinder, V., Jiao, N., Karim, M. S., Levin, L., O'Donoghue, S., Purca Cuicapusa, S. R., Rinkevich, B., Suga, T., Tagliabue, A., & Williamson, P. (2022). Changing ocean, marine ecosystems, and dependent communities. In *The Ocean and Cryosphere in a Changing Climate* (pp. 447–588). Cambridge University Press.
- Broitman, B. R., Véliz, F., Manzur, T., Wieters, E. A., Randall Finke, G., Fornes, P. A., Valdivia, N., & Navarrete, S. A. (2011). Geographic variation in diversity of wave exposed rocky intertidal communities along central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural (Valparaiso, Chile: 1983)*, 84(1), 143–154. <https://doi.org/10.4067/s0716-078x2011000100011>
- Bularz, B., Fernández, M., Subida, M. D., Wieters, E. A., & Pérez-Matus, A. (2022). Effects of harvesting on subtidal kelp forests (*Lessonia trabeculata*) in central Chile. *Ecosphere (Washington, D.C)*, 13(3). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3958>
- Burke, L., Kura, Y., Kassem, K., Revenga, C., Spalding, M., & McAllister, D. (2000). *The pilot analysis of global ecosystems: Coastal ecosystems*. World Resources Institute.
- Campos-Caba, R. (2016). *Análisis de marejadas históricas y recientes en las costas de Chile*. Universidad de Valparaíso.
- Campos-Caba, R., Alessandri, J., Camus, P., Mazzino, A., Ferrari, F., Federico, I., Vousdoukas, M., Tondello, M., & Mentaschi, L. (2024). Assessing storm surge model performance:

- what error indicators can measure the model's skill? *Ocean Science*, 20(6), 1513–1526.  
<https://doi.org/10.5194/os-20-1513-2024>
- Carvajal, M., Winckler, P., Garreaud, R., Igualt, F., Contreras-López, M., Averil, P., Cisternas, M., Gubler, A., & Breuer, W. A. (2021). Extreme sea levels at Rapa Nui (Easter Island) during intense atmospheric rivers. *Natural Hazards (Dordrecht, Netherlands)*, 106(2), 1619–1637. <https://doi.org/10.1007/s11069-020-04462-2>
- Castelle, B., Bujan, S., Ferreira, S., & Dodet, G. (2017). Foredune morphological changes and beach recovery from the extreme 2013/2014 winter at a high-energy sandy coast. *Marine Geology*, 385, 41–55. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2016.12.006>
- Castorani, M. C. N., Reed, D. C., & Miller, R. J. (2018). Loss of foundation species: disturbance frequency outweighs severity in structuring kelp forest communities. *Ecology*, 99(11), 2442–2454. <https://doi.org/10.1002/ecy.2485>
- Cavanaugh, K. C., Siegel, D. A., Kinlan, B. P., & Reed, D. C. (2010). Scaling giant kelp field measurements to regional scales using satellite observations. *Marine Ecology Progress Series*, 403, 13–27. <https://doi.org/10.3354/meps08467>
- Cavanaugh, K. C., Siegel, D. A., Reed, D. C., & Dennison, P. E. (2011). Environmental controls of giant-kelp biomass in the Santa Barbara Channel, California. *Marine Ecology Progress Series*, 429, 1–17. <https://doi.org/10.3354/meps09141>
- Cavanaugh, Kyle C., Bell, T., Costa, M., Eddy, N. E., Gendall, L., Gleason, M. G., Hession-Lewis, M., Martone, R., McPherson, M., Pontier, O., Reshitnyk, L., Beas-Luna, R., Carr, M., Caselle, J. E., Cavanaugh, K. C., Flores Miller, R., Hamilton, S., Heady, W. N., Hirsh, H. K., ... Schroeder, S. B. (2021). A review of the opportunities and challenges for using remote sensing for management of surface-canopy forming kelps. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.753531>

- Darby, S. E., Hackney, C. R., Leyland, J., Kummu, M., Lauri, H., Parsons, D. R., Best, J. L., Nicholas, A. P., & Aalto, R. (2016). Fluvial sediment supply to a mega-delta reduced by shifting tropical-cyclone activity. *Nature*, 539(7628), 276–279. <https://doi.org/10.1038/nature19809>
- Dayton, P. K., Tegner, M. J., Edwards, P. B., & Riser, K. L. (1999). Temporal and spatial scales of kelp demography: The role of oceanographic climate. *Ecological Monographs*, 69(2), 219–250. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0219:tassok\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0219:tassok]2.0.co;2)
- Dayton, P. K., Tegner, M. J., Parnell, P. E., & Edwards, P. B. (1992). Temporal and spatial patterns of disturbance and recovery in a kelp forest community. *Ecological Monographs*, 62(3), 421–445. <https://doi.org/10.2307/2937118>
- Delgado-Fernandez, I., O’Keeffe, N., & Davidson-Arnott, R. G. D. (2019). Natural and human controls on dune vegetation cover and disturbance. *The Science of the Total Environment*, 672, 643–656. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.494>
- Duarte, C. M., Borja, A., Carstensen, J., Elliott, M., Krause-Jensen, D., & Marbà, N. (2015). Paradigms in the recovery of estuarine and coastal ecosystems. *Estuaries and Coasts: Journal of the Estuarine Research Federation*, 38(4), 1202–1212. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9750-9>
- Duarte, C. M., Wu, J., Xiao, X., Bruhn, A., & Krause-Jensen, D. (2017). Can seaweed farming play a role in climate change mitigation and adaptation? *Frontiers in Marine Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00100>
- Duffy, J. E., Benedetti-Cecchi, L., Trinanes, J., Muller-Karger, F. E., Ambo-Rappe, R., Boström, C., Buschmann, A. H., Byrnes, J., Coles, R. G., Creed, J., Cullen-Unsworth, L. C., Diaz-Pulido, G., Duarte, C. M., Edgar, G. J., Fortes, M., Goni, G., Hu, C., Huang, X., Hurd, C. L., ... Yaakub, S. M. (2019). Toward a coordinated global observing system for

- seagrasses and marine macroalgae. *Frontiers in Marine Science*, 6.  
<https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00317>
- Elsmore, K., Nickols, K. J., Miller, L. P., Ford, T., Denny, M. W., & Gaylord, B. (2024). Wave damping by giant kelp, *Macrocystis pyrifera*. *Annals of Botany*, 133(1), 29–40.  
<https://doi.org/10.1093/aob/mcad094>
- Field, C. B., Barros, V. R., Dokken, D. J., Mach, K. J., & Mastrandrea, M. D. (Eds.). (2015). Coastal systems and low-lying areas. In *Climate Change 2014 Impacts, Adaptation, and Vulnerability* (pp. 361–410). Cambridge University Press.
- Filbee-Dexter, K., & Scheibling, R. E. (2014). Sea urchin barrens as alternative stable states of collapsed kelp ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 495, 1–25.  
<https://doi.org/10.3354/meps10573>
- Filbee-Dexter, K., & Wernberg, T. (2018). Rise of turfs: A new battlefield for globally declining kelp forests. *Bioscience*, 68(2), 64–76. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix147>
- Filbee-Dexter, Karen, & Wernberg, T. (2020). Substantial blue carbon in overlooked Australian kelp forests. *Scientific Reports*, 10(1), 12341. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69258-7>
- Friedlander, A. M., Ballesteros, E., Bell, T. W., Caselle, J. E., Campagna, C., Goodell, W., Hüne, M., Muñoz, A., Salinas-de-León, P., Sala, E., & Dayton, P. K. (2020). Kelp forests at the end of the earth: 45 years later. *PloS One*, 15(3), e0229259.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229259>
- Galbraith, H., DesRochers, D. W., Brown, S., & Reed, J. M. (2014). Predicting vulnerabilities of North American shorebirds to climate change. *PloS One*, 9(9), e108899.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0108899>
- González, C. P., Edding, M., Tala, F., Torres, R., & Manríquez, P. H. (2021). Exposure time modulates the effects of climate change-related stressors on fertile sporophytes and early-

life stage performance of a habitat-forming kelp species. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 286(117224), 117224.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117224>

- González-Pérez, I., Olabarria, C., Román, M., Rodríguez-Somoza, J. L., Sanz-Ablanedo, E., Martínez-Sánchez, J., & Rodríguez-Pérez, J. R. (2024). Clasificación automática de macroalgas marinas mediante análisis discriminante lineal (LDA) a partir de reflectancia medida en campo. *Teledetección y Cambio Global: Retos y Oportunidades Para Un Crecimiento Azul. XX Congreso de La Asociación Española de Teledetección*, 111–114.
- Google Developers. (2024). Get Started with Earth Engine. Recuperado de <https://developers.google.com/earth-engine/getstarted>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Graham, M., Vásquez, J., & Buschmann, A. (2007). Global Ecology of the Giant Kelp *Macrocystis*: From ecotypes to ecosystems. En *Oceanography and Marine Biology* (pp. 39–88). CRC Press.
- Gupta, R. P., Tiwari, R. K., Saini, V., & Srivastava, N. (2013). A simplified approach for interpreting principal component images. *Advances in Remote Sensing*, 02(02), 111–119. <https://doi.org/10.4236/ars.2013.22015>
- Gutierrez, L., Vargas, F., Pinto, P., Troncoso, W., Santos Carvallo, M., & Sepulveda, M. (2019). Impact of human activities in habitat use and activity patterns of the marine otter (*Lontra felina*) in central Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 47(1), 122–128. <https://doi.org/10.3856/vol47-issue1-fulltext-13>

- Hamilton, S. L., Bell, T. W., Watson, J. R., Grorud-Colvert, K. A., & Menge, B. A. (2020). Remote sensing: generation of long-term kelp bed data sets for evaluation of impacts of climatic variation. *Ecology*, *101*(7), e03031. <https://doi.org/10.1002/ecy.3031>
- Harley, C. D. G., Randall Hughes, A., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J. B., Thornber, C. S., Rodriguez, L., Tomanek, L., & Williams, S. L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems: Climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, *9*(2), 228–241. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x>
- Han, W., Meehl, G. A., Rajagopalan, B., Fasullo, J. T., Hu, A., Lin, J., Large, W. G., Wang, J.-W., Quan, X.-W., Trenary, L. L., Wallcraft, A., Shinoda, T., & Yeager, S. (2010). Patterns of Indian Ocean sea-level change in a warming climate. *Nature Geoscience*, *3*(8), 546–550. <https://doi.org/10.1038/ngeo901>
- Harley, M. (2017). Coastal storm definition. In P. Ciavola & G. Coco (Eds.), *Coastal storms: processes and impacts*. Wiley-Blackwell.
- He, Q., & Silliman, B. R. (2019). Climate change, human impacts, and coastal ecosystems in the Anthropocene. *Current Biology: CB*, *29*(19), R1021–R1035. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.042>
- Hernández-Carmona, G., Robledo, D. & Serviere-Zaragoza, E. (2001). Effect of Nutrient Availability on *Macrocystis pyrifera* Recruitment and Survival near Its Southern Limit off Baja California. , *44*(3), 221-229. <https://doi.org/10.1515/BOT.2001.029>
- Hemer, M. A., Fan, Y., Mori, N., Semedo, A., & Wang, X. L. (2013). Projected changes in wave climate from a multi-model ensemble. *Nature Climate Change*, *3*(5), 471–476. <https://doi.org/10.1038/nclimate1791>
- Hewitt, J. E., Ellis, J. I., & Thrush, S. F. (2016). Multiple stressors, nonlinear effects and the implications of climate change impacts on marine coastal ecosystems. *Global Change Biology*, *22*(8), 2665–2675. <https://doi.org/10.1111/gcb.13176>

- Hubbard, D. M., & Dugan, J. E. (2003). Shorebird use of an exposed sandy beach in southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 41–54.  
[https://doi.org/10.1016/s0272-7714\(03\)00048-9](https://doi.org/10.1016/s0272-7714(03)00048-9)
- Huovinen, P., Ramírez, J., & Gómez, I. (2016). Underwater optics in sub-Antarctic and Antarctic coastal ecosystems. *PloS One*, 11(5), e0154887.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154887>
- IPCC 2014. (2017). Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability Part A: Global and Sectoral Aspects; Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 2014.
- IPCC, 2021: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, In press, doi:[10.1017/9781009157896](https://doi.org/10.1017/9781009157896).
- Klemas, V. (2011). Remote sensing techniques for studying coastal ecosystems: An overview. *Journal of Coastal Research*, 27(1), 2. <https://doi.org/10.2112/jcoastres-d-10-00103.1>
- Krause-Jensen, D., Lavery, P., Serrano, O., Marbà, N., Masque, P., & Duarte, C. M. (2018). Sequestration of macroalgal carbon: the elephant in the Blue Carbon room. *Biology Letters*, 14(6). <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0236>
- Krumhansl, K. A., Okamoto, D. K., Rassweiler, A., Novak, M., Bolton, J. J., Cavanaugh, K. C., Connell, S. D., Johnson, C. R., Konar, B., Ling, S. D., Micheli, F., Norderhaug, K. M., Pérez-Matus, A., Sousa-Pinto, I., Reed, D. C., Salomon, A. K., Shears, N. T., Wernberg, T., Anderson, R. J., ... Byrnes, J. E. K. (2016). Global patterns of kelp forest

- change over the past half-century. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(48), 13785–13790. <https://doi.org/10.1073/pnas.1606102113>
- Leal, P. P., Roleda, M. Y., Fernández, P. A., Nitschke, U., & Hurd, C. L. (2021). Reproductive phenology and morphology of *Macrocystis pyrifera* (Laminariales, Ochrophyta) from southern New Zealand in relation to wave exposure I. *Journal of Phycology*, 57(5), 1619–1635. <https://doi.org/10.1111/jpy.13190>
- Lindhart, M., Daly, M. A., Walker, H., Arzeno-Soltero, I. B., Yin, J. Z., Bell, T. W., Monismith, S. G., Pawlak, G., & Leichter, J. J. (2024). Short wave attenuation by a kelp forest canopy. *Limnology and Oceanography Letters*, 9(4), 478–486. <https://doi.org/10.1002/lol2.10401>
- Ling, S. D., Scheibling, R. E., Rassweiler, A., Johnson, C. R., Shears, N., Connell, S. D., Salomon, A. K., Norderhaug, K. M., Pérez-Matus, A., Hernández, J. C., Clemente, S., Blamey, L. K., Hereu, B., Ballesteros, E., Sala, E., Garrabou, J., Cebrian, E., Zabala, M., Fujita, D., & Johnson, L. E. (2015). Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 370(1659), 20130269. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0269>
- Lourenço, C. R., Zardi, G. I., McQuaid, C. D., Serrão, E. A., Pearson, G. A., Jacinto, R., & Nicastro, K. R. (2016). Upwelling areas as climate change refugia for the distribution and genetic diversity of a marine macroalga. *Journal of Biogeography*, 43(8), 1595–1607. <https://doi.org/10.1111/jbi.12744>
- Lu, Y., Yuan, J., Lu, X., Su, C., Zhang, Y., Wang, C., Cao, X., Li, Q., Su, J., Ittekkot, V., Garbutt, R. A., Bush, S., Fletcher, S., Wagey, T., Kachur, A., & Sweijid, N. (2018). Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced

- management for sustainability. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 239, 670–680. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.016>
- Marambio, J., Rodríguez, J. P., Rosenfeld, S., Méndez, F., Ojeda, J., Ocaranza, P., Bischof, K., & Mansilla, A. (2023). New ecophysiological perspectives on the kelp *Macrocystis pyrifera*: generating a basis for sustainability in the sub-Antarctic region. *Frontiers in Marine Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1222178>
- Marín, V. H., Escribano, R., Delgado, L. E., Olivares, G., & Hidalgo, P. (2001). Nearshore circulation in a coastal upwelling site off the Northern Humboldt current system. *Continental Shelf Research*, 21(13–14), 1317–1329. [https://doi.org/10.1016/s0278-4343\(01\)00022-x](https://doi.org/10.1016/s0278-4343(01)00022-x)
- Martínez, C., Contreras-López, M., Winckler, P., Hidalgo, H., Godoy, E., & Agredano, R. (2018). Coastal erosion in central Chile: A new hazard? *Ocean & Coastal Management*, 156, 141–155. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.07.011>
- Martínez, C., Winckler, P., Agredano, R., Esparza, C., Torres, I., & Contreras-López, M. (2021). Coastal erosion in sandy beaches along a tectonically active coast: The Chile study case. *Progress in Physical Geography*, 46(2), 250–271. <https://doi.org/10.1177/03091333211057194>
- Morales, E., Winckler, P., & Herrera, M. (2020). *Costas de Chile. Medio Natural, Cambio Climático, Ingeniería Oceánica, Gestión Costera*. Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile.
- Mora-Soto, A., Palacios, M., Macaya, E., Gómez, I., Huovinen, P., Pérez-Matus, A., Young, M., Golding, N., Toro, M., Yaqub, M., & Macias-Fauria, M. (2020). A high-resolution global map of giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) forests and intertidal green algae (Ulvophyceae) with Sentinel-2 imagery. *Remote Sensing*, 12(4), 694. <https://doi.org/10.3390/rs12040694>

- Montecino, V., & Lange, C. B. (2009). The Humboldt Current System: Ecosystem components and processes, fisheries, and sediment studies. *Progress in Oceanography*, 83(1–4), 65–79. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.07.041>
- Montecino, V., Paredes, M. A., Paolini, P., & Rutllant, J. (2006). Revisiting chlorophyll data along the coast in north-central Chile, considering multiscale environmental variability. *Revista Chilena de Historia Natural (Valparaiso, Chile: 1983)*, 79(2). <https://doi.org/10.4067/s0716-078x2006000200007>
- Myers, M. R., Barnard, P. L., Beighley, E., Cayan, D. R., Dugan, J. E., Feng, D., Hubbard, D. M., Iacobellis, S. F., Melack, J. M., & Page, H. M. (2019). A multidisciplinary coastal vulnerability assessment for local government focused on ecosystems, Santa Barbara area, California. *Ocean & Coastal Management*, 182(104921), 104921. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104921>
- Nagy, G. J., Filho, W. L., Azeiteiro, U. M., Heimfarth, J., Verocai, J. E., & Li, C. (2018). An assessment of the relationships between extreme weather events, vulnerability, and the impacts on human wellbeing in Latin America. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(9), 1802. <https://doi.org/10.3390/ijerph15091802>
- Nagy, G. J., Gutiérrez, O., Brugnoli, E., Verocai, J. E., Gómez-Erache, M., Villamizar, A., Olivares, I., Azeiteiro, U. M., Leal Filho, W., & Amaro, N. (2019). Climate vulnerability, impacts and adaptation in Central and South America coastal areas. *Regional Studies in Marine Science*, 29(100683), 100683. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100683>
- Nijland, W., Reshitnyk, L., & Rubidge, E. (2019). Satellite remote sensing of canopy-forming kelp on a complex coastline: A novel procedure using the Landsat image archive. *Remote Sensing of Environment*, 220, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.032>
- Olmedo-Masat, O. M., Raffo, M. P., Rodríguez-Pérez, D., Arijón, M., & Sánchez-Carnero, N. (2020). How far can we classify macroalgae remotely? An example using a new spectral

- library of species from the South West Atlantic (Argentine Patagonia). *Remote Sensing*, 12(23), 3870. <https://doi.org/10.3390/rs12233870>
- Pereira, T. R., Engelen, A. H., Pearson, G. A., Valero, M., & Serrão, E. A. (2017). Population dynamics of temperate kelp forests near their low-latitude limit. *Aquatic Botany*, 139, 8–18. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2017.02.006>
- Polanco-Pérez, J., Search, F. V., Winckler, P., Ochoa-Muñoz, M. J., & Landaeta, M. F. (2021). Unexpected effects of coastal storms on trophic ecology of two rocky reef fish species. *Marine Biology*, 168(2). <https://doi.org/10.1007/s00227-021-03827-w>
- Ramirez, M. E., García-Huidobro M., M. R., & Orellana A., N. (2008). Flora Marina Bentónica de Caleta Quintay (Región de Valparaíso), Litoral Central de Chile. *Boletín. Museo Nacional de Historia Natural (Chile)*, 57, 9–19. <https://doi.org/10.54830/bmnhn.v57.2008.244>
- Reed, D. C., Rassweiler, A., & Arkema, K. K. (2008). Biomass rather than growth rate determines variation in net primary production by giant kelp. *Ecology*, 89(9), 2493–2505. <https://doi.org/10.1890/07-1106.1>
- Reed, D. C., Rassweiler, A., Carr, M. H., Cavanaugh, K. C., Malone, D. P., & Siegel, D. A. (2011). Wave disturbance overwhelms top-down and bottom-up control of primary production in California kelp forests. *Ecology*, 92(11), 2108–2116. <https://doi.org/10.1890/11-0377.1>
- RStudio R Core Team (2024). *\_R: A Language and Environment for Statistical Computing\_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>
- Ruz, C. S., Muth, A. F., Tala, F., & Pérez-Matus, A. (2018). The herbivorous fish, *Aplodactylus punctatus*, as a potential facilitator of dispersal of kelp, *Lessonia trabeculata*, in Chile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 500, 112–119. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.12.007>

- Scavia, D., Field, J. C., Boesch, D. F., Buddemeier, R. W., Burkett, V., Cayan, D. R., Fogarty, M., Harwell, M. A., Howarth, R. W., Mason, C., Reed, D. J., Royer, T. C., Sallenger, A. H., & Titus, J. G. (2002). Climate change impacts on U.S. Coastal and Marine Ecosystems. *Estuaries*, 25(2), 149–164. <https://doi.org/10.1007/bf02691304>
- Schroeder, S. B., Dupont, C., Boyer, L., Juanes, F., & Costa, M. (2019). Passive remote sensing technology for mapping bull kelp (*Nereocystis luetkeana*): A review of techniques and regional case study. *Global Ecology and Conservation*, 19(e00683), e00683. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00683>
- Sepúlveda, M., Quiñones, R. A., Esparza, C., Carrasco, P., & Winckler, P. (2020). Vulnerability of a top marine predator to coastal storms: a relationship between hydrodynamic drivers and stranding rates of newborn pinnipeds. *Scientific Reports*, 10(1), 12807. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69124-6>
- Spalding, M., Fox, H., Allen, G., Davidson, N., Ferdaña, Z., Finlayson, M., Halpern, B., Miguel Jorge, A. L., Lourie, S., Martin, K., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C., & Robertson, J. (2007). Marine ecoregions of the world: A bioregionalization of coastal and shelf areas. *Bioscience*, 57(7), 573–583. <https://doi.org/10.1641/b570707>
- SWAN (Simulating Waves Nearshore). (2024). Delft University of Technology. <https://swanmodel.sourceforge.io>
- Thiel, M., Macaya, E., Acuña, E., Arntz, W., Bastias, H., Brokordt, K., Camus, P., Castilla, J., Castro, L., Cortés, M., Dumont, C., Escribano, R., Fernandez, M., Gajardo, J., Gaymer, C., Gomez, I., González, A., González, H., Haye, P., ... Vega, A. (2007). The Humboldt current system of northern and central Chile: Oceanographic processes, ecological interactions and socioeconomic feedback. En *Oceanography and Marine Biology* (pp. 195–344). CRC Press.

- Thorne, K. M., Takekawa, J. Y., & Elliott-Fisk, D. L. (2012). Ecological effects of climate change on salt marsh wildlife: A case study from a highly urbanized estuary. *Journal of Coastal Research*, 285, 1477–1487. <https://doi.org/10.2112/jcoastres-d-11-00136.1>
- Timmer, B., Reshitnyk, L. Y., Hessian-Lewis, M., Juanes, F., & Costa, M. (2022). Comparing the use of red-edge and near-infrared wavelength ranges for detecting submerged kelp canopy. *Remote Sensing*, 14(9), 2241. <https://doi.org/10.3390/rs14092241>
- Turra, A., Pombo, M., Petracco, M., Siegle, E., Fonseca, M., & Denadai, M. R. (2016). Frequency, magnitude, and possible causes of stranding and mass-mortality events of the beach clam *Tivela mactroides* (Bivalvia: Veneridae). *PloS One*, 11(1), e0146323. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146323>
- Vásquez, J. A., Vega, J. M. A., & Buschmann, A. H. (2006). Long term variability in the structure of kelp communities in northern Chile and the 1997–98 ENSO. En Anderson, R., Brodie, J., Onsøyen, E., Critchley, A.T. (Ed.), *Eighteenth International Seaweed Symposium. Developments in Applied Phycology, vol 1* (pp. 279–293). Springer, Dordrecht.
- Vásquez, J. A., Vega, J. M. A., & Buschmann, A. H. (2008). Long term variability in the structure of kelp communities in northern Chile and the 1997–98 ENSO. En *Eighteenth International Seaweed Symposium* (pp. 279–293). Springer Netherlands.
- Vásquez, J. A., Zuñiga, S., Tala, F., Piaget, N., Rodríguez, D. C., & Vega, J. M. A. (2014). Economic valuation of kelp forests in northern Chile: values of goods and services of the ecosystem. *Journal of Applied Phycology*, 26(2), 1081–1088. <https://doi.org/10.1007/s10811-013-0173-6>
- Vega, J. M. A., Vásquez, J. A., & Buschmann, A. H. (2005). Population biology of the subtidal kelps *Macrocystis integrifolia* and *Lessonia trabeculata* (Laminariales, Phaeophyceae) in

- an upwelling ecosystem of northern Chile: interannual variability and El Niño. *Revista Chilena de Historia Natural*, 78(1), 33–50.
- Wernberg, T., Coleman, M. A., Bennett, S., Thomsen, M. S., Tuya, F., & Kelaher, B. P. (2018). Genetic diversity and kelp forest vulnerability to climatic stress. *Scientific Reports*, 8(1), 1851. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-20009-9>
- Wernberg, T., Krumhansl, K., Filbee-Dexter, K., & Pedersen, M. F. (2019). Status and trends for the world's kelp forests. In *World Seas: An Environmental Evaluation* (pp. 57–78). Elsevier.
- Wernberg, T., Smale, D. A., & Thomsen, M. S. (2012). A decade of climate change experiments on marine organisms: procedures, patterns and problems. *Global Change Biology*, 18(5), 1491–1498. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02656.x>
- Wernberg, T., Smale, D. A., Tuya, F., Thomsen, M. S., Langlois, T. J., de Bettignies, T., Bennett, S., & Rousseaux, C. S. (2013). An extreme climatic event alters marine ecosystem structure in a global biodiversity hotspot. *Nature Climate Change*, 3(1), 78–82. <https://doi.org/10.1038/nclimate1627>
- Wernberg, T., Thomsen, M. S., Tuya, F., Kendrick, G. A., Staehr, P. A., & Toohy, B. D. (2010). Decreasing resilience of kelp beds along a latitudinal temperature gradient: potential implications for a warmer future: Climate and resilience of kelp beds. *Ecology Letters*, 13(6), 685–694. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01466.x>
- Wieters, E. A., Kaplan, D. M., Navarrete, S. A., Sotomayor, A., Largier, J., Nielsen, K. J., & Véliz, F. (2003). Alongshore and temporal variability in chlorophyll a concentration in Chilean nearshore waters. *Marine Ecology Progress Series*, 249, 93–105. <https://doi.org/10.3354/meps249093>
- Winckler, P., Contreras-López, M., Vicuña, S., Larraguibel, C., Mora, J., Esparza, C., Salcedo, J., Gelcich, S., Fariña, J. M., Martínez, C., Agredano, R., Melo, O., Bambach, N., & Pica,

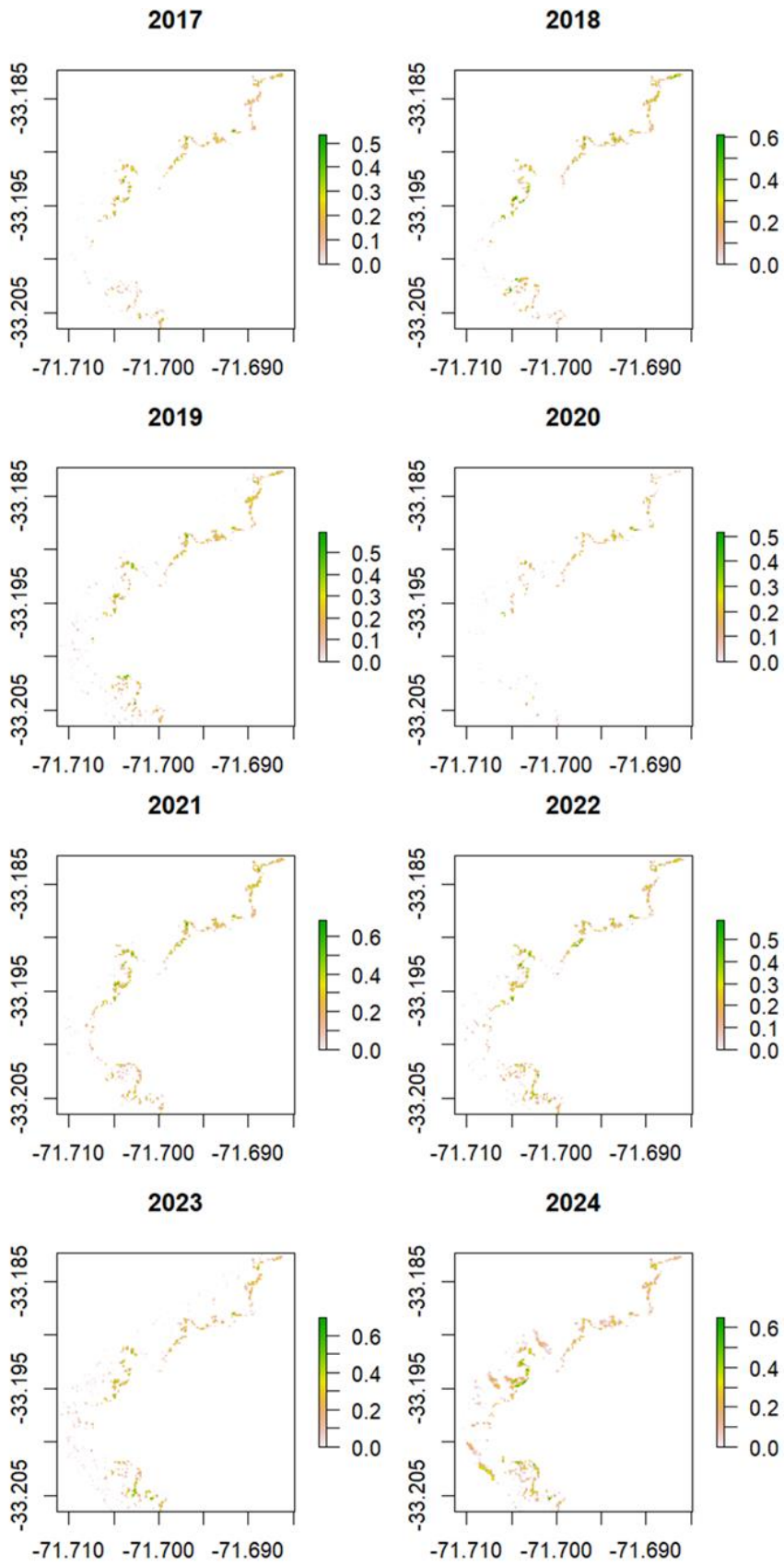
- A. (2019). Resumen Ejecutivo. In Ministerio del Medio Ambiente (Ed.), *Determinación del riesgo de los impactos del Cambio Climático en las costas de Chile*, Gobierno de Chile, Santiago, 379 pp.
- Winckler, P. W., Contreras, M., Campos, R. C., Beya, J., & Molina, M. M. (2017). El temporal del 8 de agosto de 2015 en las regiones de Valparaíso y Coquimbo, Chile Central. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 45(4), 622–648. <https://doi.org/10.3856/vol45-issue4-fulltext-1>
- Winckler, Patricio, Esparza, C., Mora, J., Contreras-López, M., & Melo, O. (2021). Impactos del cambio climático en la operación e infraestructura de los puertos de Chile. *Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica: XXV Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica*.
- Winkler, N. S., Pérez-Matus, A., Villena, Á. A., & Thiel, M. (2017). Seasonal variation in epifaunal communities associated with giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) at an upwelling-dominated site. *Austral Ecology*, 42(2), 132–144. <https://doi.org/10.1111/aec.12407>
- Young, I. R., Zieger, S., & Babanin, A. V. (2011). Global trends in wind speed and wave height. *Science (New York, N.Y.)*, 332(6028), 451–455. <https://doi.org/10.1126/science.1197219>
- Zinnert, J. C., Via, S. M., Nettleton, B. P., Tuley, P. A., Moore, L. J., & Stallins, J. A. (2019). Connectivity in coastal systems: Barrier Island vegetation influences upland migration in a changing climate. *Global Change Biology*, 25(7), 2419–2430. <https://doi.org/10.1111/gcb.14635>

## 7. ANEXOS

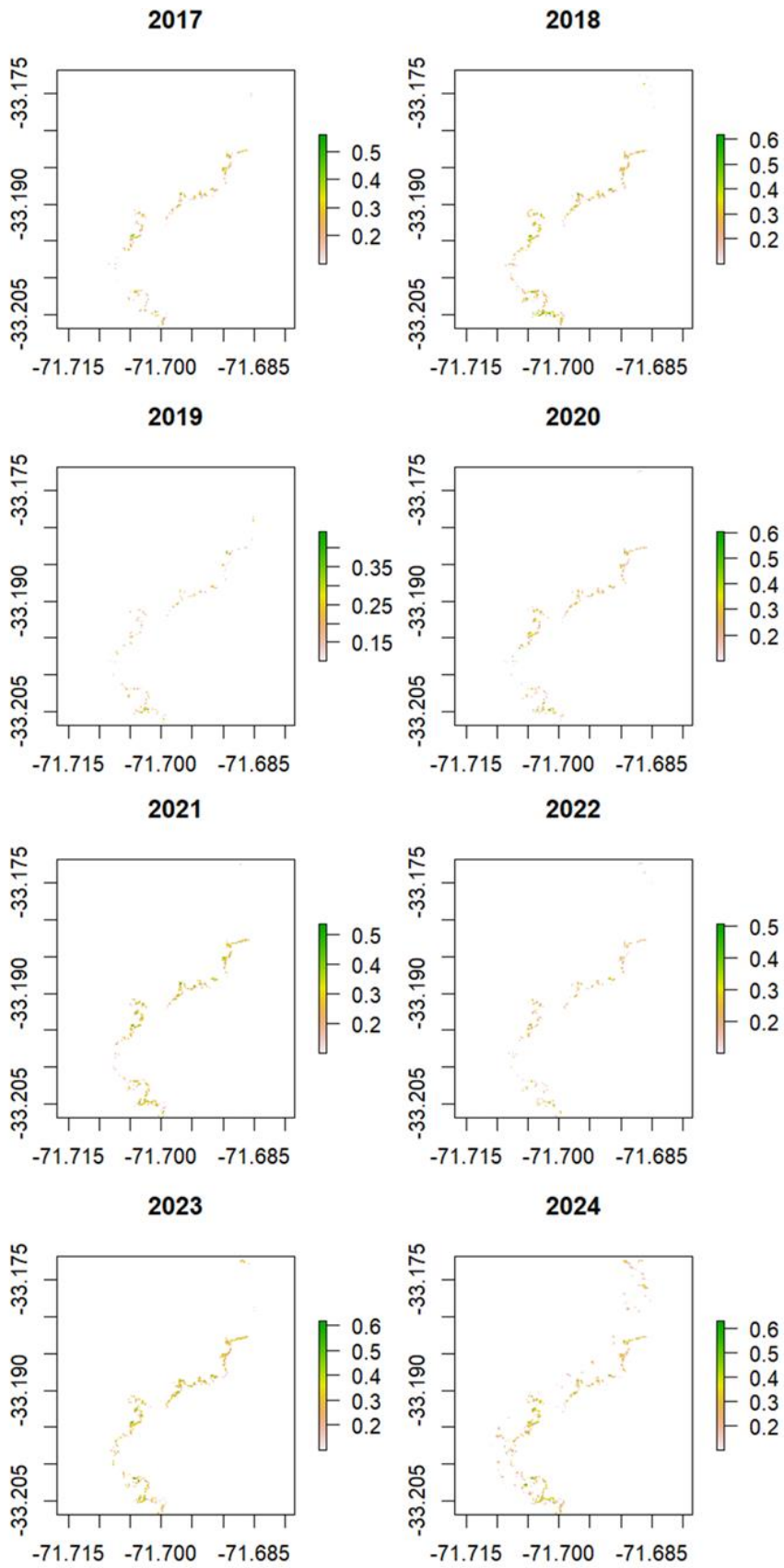
```
Imports (3 entries)
var geometry: Polygon, 1912 vertices
var alos: (Deprecated) Image "ALOS DSM: Global 30m [deprecated]" (3 bands)
var srtm: Image "NASA SRTM Digital Elevation 30m" (1 band)

1 function maskS2clouds(image) {
2   var qa = image.select('QA60');
3   // Bits 10 and 11 are clouds and cirrus, respectively.
4   var cloudBitMask = 1 << 10;
5   var cirrusBitMask = 1 << 11;
6   // Both flags should be set to zero, indicating clear conditions.
7   var mask = qa.bitwiseAnd(cloudBitMask).eq(0)
8   | .and(qa.bitwiseAnd(cirrusBitMask).eq(0));
9
10  return image.updateMask(mask).divide(10000);
11 }
12
13
14 /// Filtrar la colección Sentinel-2
15 var dataset = ee.ImageCollection('COPERNICUS/S2_HARMONIZED')
16 | .filterDate('2024-09-22', '2024-12-21')
17 | .filter(ee.Filter.lt('CLOUDY_PIXEL_PERCENTAGE', 20))
18 | .filterBounds(geometry)
19 | .map(maskS2clouds);
20
21 // Calcular NDVI
22 var datasetWithNDVI = dataset.map(function(image) {
23   var ndvi = image.normalizedDifference(['B8', 'B4']).rename('NDVI');
24   return image.addBands(ndvi); // Agregar banda NDVI
25 });
26
27 var ave = alos.select('AVE');
28 var sealevel = ave.eq(0); // ALOS Sea level filter. (ALOS DSM: Global 30m)
29 var seasrtm = srtm.eq(0); // SRTM for the areas not covered by ALOS. (SRTM Digital Elevation Data 30m)
30
31 // Filtrar por banda B11 y NDVI
32 var maskedNDVI = datasetWithNDVI.map(function(image) {
33   var b11 = image.select('B11');
34   var ndvi = image.select('NDVI');
35   var mask = ndvi.gte(-0.0003411).and(b11.lte(0.028));
36   return image.updateMask(mask);
37 }).mean().clip(geometry);
38
39 // Visualización
40 Map.centerObject(geometry, 10);
41 Map.addLayer(maskedNDVI.select('NDVI'),
42 | | | | | {min: 0, max: 1, palette: ['white', 'green']},
43 | | | | | 'NDVI (Máscara aplicada)');
44
45 //Exportar a Drive
46 Export.image.toDrive({
47   image: maskedNDVI.select('NDVI'),
48   description: 'NDVIP_2024',
49   folder: 'Quintay',
50   scale: 10,
51   region: geometry
52 });
```

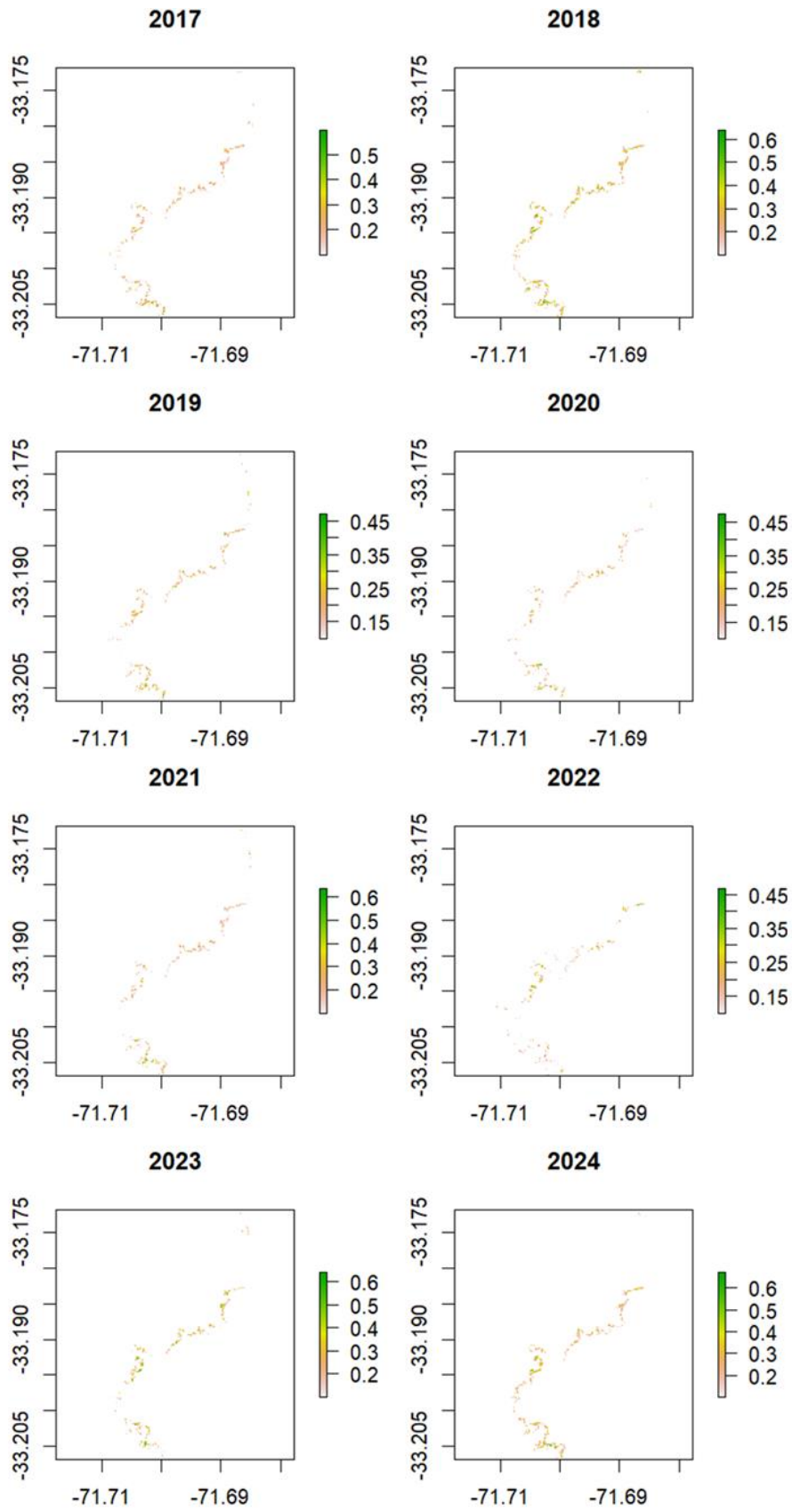
Figura S 1. Código utilizado para la obtención de las imágenes satelitales en la plataforma Google Earth Engine



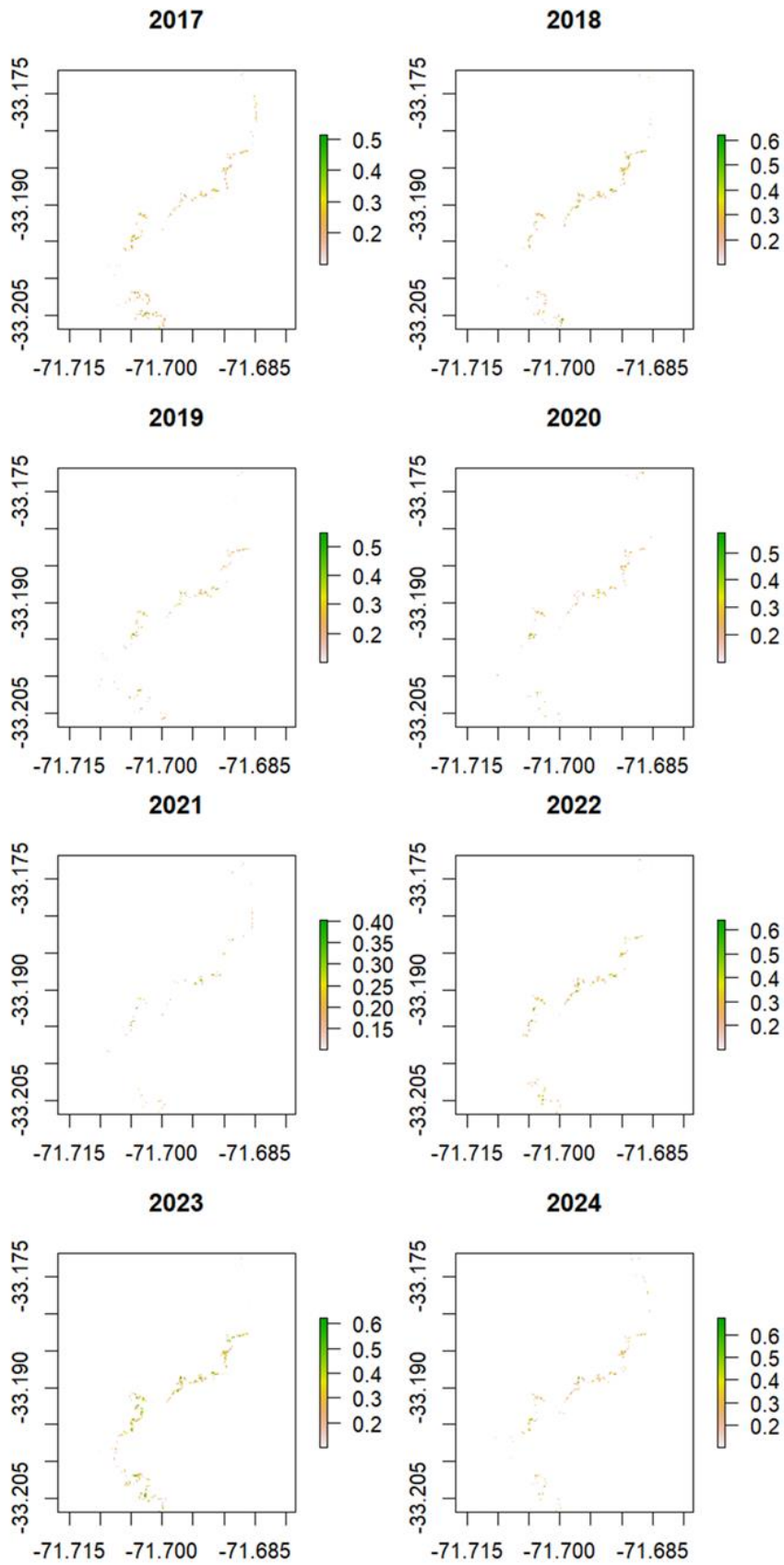
**Figura S 2.a.** Imágenes satelitales del NDVI del doses de macroalgas en Quintay durante el verano en el periodo 2017-2024



**Figura S 2.b.** Imágenes satelitales del NDVI de los dosis de macroalgas en Quintay durante el otoño en el periodo 2017-2024



**Figura S 2.c.** Imágenes satelitales del NDVI de los bancos de macroalgas en Quintay durante el invierno en el periodo 2017-2024



**Figura S 2.d.** Imágenes satelitales del NDVI de las zonas de macroalgas en Quintay durante el verano en el periodo 2017-2024

**Tabla S 1.** Valores y varianza de los componentes principales de PCA para ver variabilidad del NDVI para el periodo de verano 2017 – 2024

| Verano                           |         |         |         |         |         |         |         |         |
|----------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
|                                  | PC1     | PC2     | PC3     | PC4     | PC5     | PC6     | PC7     | PC8     |
| <b>Eingvalues</b>                | 0,06202 | 0,01133 | 0,00580 | 0,00478 | 0,00448 | 0,00362 | 0,00300 | 0,00241 |
| <b>Proporcion de la varianza</b> | 0,63650 | 0,11632 | 0,05950 | 0,04906 | 0,04593 | 0,03720 | 0,03077 | 0,02473 |
| <b>Varianza acumulada</b>        | 0,63650 | 0,75282 | 0,81232 | 0,86137 | 0,90730 | 0,94450 | 0,97527 | 1,00000 |
| Otoño                            |         |         |         |         |         |         |         |         |
|                                  | PC1     | PC2     | PC3     | PC4     | PC5     | PC6     | PC7     | PC8     |
| <b>Eingvalues</b>                | 0,02344 | 0,00876 | 0,00562 | 0,00419 | 0,00383 | 0,00344 | 0,00268 | 0,00231 |
| <b>Proporcion de la varianza</b> | 0,43190 | 0,16137 | 0,10361 | 0,07728 | 0,07060 | 0,06337 | 0,04930 | 0,04257 |
| <b>Varianza acumulada</b>        | 0,43190 | 0,59327 | 0,69688 | 0,77416 | 0,84476 | 0,90813 | 0,95743 | 1,00000 |
| Invierno                         |         |         |         |         |         |         |         |         |
|                                  | PC1     | PC2     | PC3     | PC4     | PC5     | PC6     | PC7     | PC8     |
| <b>Eingvalues</b>                | 0,01857 | 0,00849 | 0,00519 | 0,00425 | 0,00267 | 0,00235 | 0,00198 | 0,00145 |
| <b>Proporcion de la varianza</b> | 0,41324 | 0,18892 | 0,11553 | 0,09446 | 0,05948 | 0,05218 | 0,04396 | 0,03222 |
| <b>Varianza acumulada</b>        | 0,41324 | 0,60216 | 0,71770 | 0,81216 | 0,87164 | 0,92382 | 0,96778 | 1,00000 |
| Primavera                        |         |         |         |         |         |         |         |         |
|                                  | PC1     | PC2     | PC3     | PC4     | PC5     | PC6     | PC7     | PC8     |
| <b>Eingvalues</b>                | 0,02946 | 0,00769 | 0,00494 | 0,00459 | 0,00286 | 0,00254 | 0,00179 | 0,00127 |
| <b>Proporcion de la varianza</b> | 0,53437 | 0,13941 | 0,08957 | 0,08327 | 0,05186 | 0,04604 | 0,03247 | 0,02302 |
| <b>Varianza acumulada</b>        | 0,53437 | 0,67378 | 0,76335 | 0,84662 | 0,89847 | 0,94452 | 0,97698 | 1,00000 |

**Tabla S 2.** Loadings o pesos de los componentes principales de PCA y NDVI promedio para ver variabilidad de la producción primaria durante el periodo 2017 – 2024

| Verano   |           |            |            |               | Otoño     |           |            |            |               |
|----------|-----------|------------|------------|---------------|-----------|-----------|------------|------------|---------------|
| Año      | PC1       | PC2        | PC3        | NDVI promedio | Año       | PC1       | PC2        | PC3        | NDVI promedio |
| 2017     | 0,2890380 | 0,0695074  | 0,2144715  | 0,164         | 2017      | 0,3024110 | 0,2839155  | 0,7692606  | 0,258         |
| 2018     | 0,3412982 | 0,5124941  | 0,3809597  | 0,197         | 2018      | 0,4897475 | 0,4416096  | -0,3712259 | 0,320         |
| 2019     | 0,3340000 | 0,1217408  | -0,3353437 | 0,219         | 2019      | 0,1812391 | 0,1351240  | -0,2143653 | 0,189         |
| 2020     | 0,2459979 | 0,2686142  | 0,5206478  | 0,136         | 2020      | 0,4044509 | 0,0788020  | -0,0499717 | 0,265         |
| 2021     | 0,4708348 | 0,3416317  | -0,6163557 | 0,250         | 2021      | 0,3655343 | 0,2189209  | 0,1577633  | 0,300         |
| 2022     | 0,3981366 | -0,4215452 | -0,0415257 | 0,229         | 2022      | 0,2353557 | -0,1578315 | -0,1407924 | 0,214         |
| 2023     | 0,3720986 | -0,4555366 | 0,1039634  | 0,211         | 2023      | 0,3424434 | -0,6701143 | 0,3017515  | 0,325         |
| 2024     | 0,3305239 | -0,3789696 | 0,1814249  | 0,186         | 2024      | 0,4074208 | -0,4219175 | -0,2936225 | 0,325         |
| Invierno |           |            |            |               | Primavera |           |            |            |               |
| Año      | PC1       | PC2        | PC3        | NDVI promedio | Año       | PC1       | PC2        | PC3        | NDVI promedio |
| 2017     | 0,2621652 | 0,3741113  | 0,0973807  | 0,234         | 2017      | 0,2217802 | 0,2709221  | 0,2451086  | 0,223         |
| 2018     | 0,3875906 | 0,6392290  | -0,0611765 | 0,313         | 2018      | 0,3238470 | 0,6039796  | 0,1278377  | 0,258         |
| 2019     | 0,1904026 | 0,1944867  | -0,0289374 | 0,200         | 2019      | 0,3198302 | 0,3166413  | -0,3329411 | 0,240         |
| 2020     | 0,1620534 | 0,0506612  | -0,1468431 | 0,196         | 2020      | 0,3094221 | 0,3390207  | -0,1249568 | 0,255         |
| 2021     | 0,2678320 | 0,1460732  | -0,3316214 | 0,229         | 2021      | 0,1376265 | -0,0055478 | -0,1806039 | 0,183         |
| 2022     | 0,1613293 | -0,0457374 | 0,8818262  | 0,209         | 2022      | 0,4660874 | -0,3039456 | 0,7329315  | 0,342         |
| 2023     | 0,6968350 | -0,6219185 | -0,1575338 | 0,307         | 2023      | 0,5019074 | -0,4391629 | -0,4702858 | 0,310         |
| 2024     | 0,3676797 | 0,0286976  | 0,2279630  | 0,289         | 2024      | 0,3997672 | -0,2476597 | -0,0783592 | 0,259         |

**Tabla S 3.** Cobertura de quelpo en m<sup>2</sup> en Quintay para cada estación durante el periodo 2017 – 2024

| Cobertura al año (m <sup>2</sup> ) |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 |
|------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| Estación                           | 2017            | 2018            | 2019            | 2020            | 2021            | 2022            | 2023            | 2024            | Mean            |
| <b>Verano</b>                      | 5,02E-06        | 7,23E-06        | 6,83E-06        | 2,68E-06        | 8,43E-06        | 7,34E-06        | 6,84E-06        | 1,04E-05        | <b>6,84E-06</b> |
| <b>Otoño</b>                       | 8,86E-06        | 1,45E-05        | 4,97E-06        | 9,31E-06        | 1,22E-05        | 7,49E-06        | 1,48E-05        | 1,84E-05        | <b>1,13E-05</b> |
| <b>Invierno</b>                    | 1,16E-05        | 1,49E-05        | 9,36E-06        | 7,72E-06        | 9,06E-06        | 6,92E-06        | 9,50E-06        | 1,37E-05        | <b>1,03E-05</b> |
| <b>Primavera</b>                   | 8,10E-06        | 6,93E-06        | 4,89E-06        | 4,79E-06        | 2,49E-06        | 5,20E-06        | 9,71E-06        | 6,01E-06        | <b>6,01E-06</b> |
| <b>Promedio</b>                    | <b>8,41E-06</b> | <b>1,09E-05</b> | <b>6,51E-06</b> | <b>6,13E-06</b> | <b>8,04E-06</b> | <b>6,73E-06</b> | <b>1,02E-05</b> | <b>1,21E-05</b> |                 |

**Tabla S 4.** Cambios acumulados en la cobertura de macroalgas (m<sup>2</sup>) en Quintay para el periodo 2017 – 2024

| Verano |                             |   |                                       | Otoño |                             |   |                                       |
|--------|-----------------------------|---|---------------------------------------|-------|-----------------------------|---|---------------------------------------|
| Año    | Cobertura (m <sup>2</sup> ) | Variación de la cobertura (m <sup>2</sup> ) | Variación acumulada (m <sup>2</sup> ) | Año   | Cobertura (m <sup>2</sup> ) | Variación de la cobertura (m <sup>2</sup> ) | Variación acumulada (m <sup>2</sup> ) |
| 2017   | 5,02E-06                    | 2,21E-06                                    | 2,21E-06                              | 2017  | 8,86E-06                    | 5,62E-06                                    | 5,62E-06                              |
| 2018   | 7,23E-06                    | -4,03E-07                                   | 1,81E-06                              | 2018  | 1,45E-05                    | -9,51E-06                                   | -3,89E-06                             |
| 2019   | 6,83E-06                    | -4,15E-06                                   | -4,55E-06                             | 2019  | 4,97E-06                    | 4,34E-06                                    | -5,16E-06                             |
| 2020   | 2,68E-06                    | 5,75E-06                                    | 1,61E-06                              | 2020  | 9,31E-06                    | 2,86E-06                                    | 7,20E-06                              |
| 2021   | 8,43E-06                    | -1,10E-06                                   | 4,66E-06                              | 2021  | 1,22E-05                    | -4,68E-06                                   | -1,82E-06                             |
| 2022   | 7,34E-06                    | -5,00E-07                                   | -1,60E-06                             | 2022  | 7,49E-06                    | 7,28E-06                                    | 2,60E-06                              |
| 2023   | 6,84E-06                    | 3,52E-06                                    | 3,02E-06                              | 2023  | 1,48E-05                    | 3,59E-06                                    | 5,43E-06                              |
| 2024   | 1,04E-05                    |   |                                       | 2024  | 1,84E-05                    |   |                                       |

| Invierno |                             |   |                                       | Primavera |                             |   |                                       |
|----------|-----------------------------|---|---------------------------------------|-----------|-----------------------------|---|---------------------------------------|
| Año      | Cobertura (m <sup>2</sup> ) | Variación de la cobertura (m <sup>2</sup> ) | Variación acumulada (m <sup>2</sup> ) | Año       | Cobertura (m <sup>2</sup> ) | Variación de la cobertura (m <sup>2</sup> ) | Variación acumulada (m <sup>2</sup> ) |
| 2017     | 1,16E-05                    | 3,23E-06                                    | 3,23E-06                              | 2017      | 8,10E-06                    | -1,17E-06                                   | -1,17E-06                             |
| 2018     | 1,49E-05                    | -5,51E-06                                   | -2,28E-06                             | 2018      | 6,93E-06                    | -2,04E-06                                   | -3,21E-06                             |
| 2019     | 9,36E-06                    | -1,64E-06                                   | -7,15E-06                             | 2019      | 4,89E-06                    | -9,68E-08                                   | -2,14E-06                             |
| 2020     | 7,72E-06                    | 1,34E-06                                    | -2,99E-07                             | 2020      | 4,79E-06                    | -2,31E-06                                   | -2,40E-06                             |
| 2021     | 9,06E-06                    | -2,15E-06                                   | -8,07E-07                             | 2021      | 2,49E-06                    | 2,71E-06                                    | 4,03E-07                              |
| 2022     | 6,92E-06                    | 2,58E-06                                    | 4,36E-07                              | 2022      | 5,20E-06                    | 4,51E-06                                    | 7,22E-06                              |
| 2023     | 9,50E-06                    | 4,22E-06                                    | 6,80E-06                              | 2023      | 9,71E-06                    | -3,70E-06                                   | 8,15E-07                              |
| 2024     | 1,37E-05                    |   |                                       | 2024      | 6,01E-06                    |   |                                       |

**Tabla S 5.** Varianza y loadings o pesos obtenidos del PCA realizado para los datos de oleaje

| <b>Varianza</b>               |            |            |            |
|-------------------------------|------------|------------|------------|
|                               | <b>PC1</b> | <b>PC2</b> | <b>PC3</b> |
| <b>Standard deviation</b>     | 1,43660    | 0,96750    | 0,00548    |
| <b>Proportion of Variance</b> | 0,68790    | 0,31200    | 0,00001    |
| <b>Cumulative Proportion</b>  | 0,68790    | 1,00000    | 1,00000    |
| <b>Loadings</b>               |            |            |            |
|                               | <b>PC1</b> | <b>PC2</b> | <b>PC3</b> |
| <b>Hsig</b>                   | 0,6922582  | -0,1081466 | -0,7135005 |
| <b>Tm</b>                     | -0,6748817 | 0,2531215  | -0,6931553 |
| <b>Po</b>                     | 0,2555647  | 0,9613708  | 0,1022393  |

**Tabla S 6.** Valores de R cuadrado y p-value obtenidos en las regresiones lineales entre la Potencia y NDVI; y de la altura de ola y NDVI.

| Año       | <b>Potencia</b>      |                | <b>Altura significativa</b> |                |
|-----------|----------------------|----------------|-----------------------------|----------------|
|           | <b>R<sup>2</sup></b> | <b>p-value</b> | <b>R<sup>2</sup></b>        | <b>p-value</b> |
| 2017      | 0,00115              | 0,852          | 0,172                       | 0,0165         |
| 2018      | 0,000268             | 0,925          | 0,0789                      | 0,0971         |
| 2019      | 0,0311               | 0,303          | 0,157                       | 0,0166         |
| 2020      | 0,00217              | 0,788          | 0,1                         | 0,0599         |
| 2021      | 0,015                | 0,477          | 0,441                       | 0,0000102      |
| 2022      | 0,0424               | 0,299          | 0,144                       | 0,0225         |
| 2023      | 0,0724               | 0,113          | 0,222                       | 0,00376        |
| 2024      | 0,0337               | 0,284          | 0,275                       | 0,00102        |
| Estación  | <b>Potencia</b>      |                | <b>Altura significativa</b> |                |
|           | <b>R<sup>2</sup></b> | <b>p-value</b> | <b>R<sup>2</sup></b>        | <b>p-value</b> |
| Otoño     | 0,13                 | 0,00169        | 0,163                       | 0,000446       |
| Primavera | 0,00897              | 0,429          | 0,00897                     | 0,429          |
| Verano    | 0,0509               | 0,0623         | 0,0509                      | 0,0623         |
| Invierno  | 0,00339              | 0,627          | 0,00339                     | 0,627          |