TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

FACULTAD DE CIENCIAS VETERNIARIAS Y BIOLÓGICAS

CARRERA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA MARINA

“Estimación de la biomasa de *Lessonia trabeculata* ‘aracanto palo’ (Lessoniaceae) dentro del ámbito submareal de la Reserva Nacional San Fernando”

Tesis para optar el título profesional de:

BIÓLOGO MARINO

Presentado por:

Bruno Cevallos Gil (0000-0002-5765-0608)

Asesor:

Bernabe Moreno Leveroni (0000-0002-9751-6307)

Lima – Perú

2024

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

FACULTAD DE CIENCIAS VETERNIARIAS Y BIOLÓGICAS

CARRERA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA MARINA

“Estimación de la biomasa de *Lessonia trabeculata* ‘aracanto palo’ (Lessoniaceae) dentro del ámbito submareal de la Reserva Nacional San Fernando”

Tesis para optar el título profesional de:

BIÓLOGO MARINO

Presentado por:

Bruno Cevallos Gil (0000-0002-5765-0608)

Asesor:

Bernabe Moreno Leveroni (0000-0002-9751-6307)

Lima – Perú

2024

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS

UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Lima, 17 de junio de 2024.

Los integrantes del Jurado de tesis:

Presidente: Dr. Harol Gutiérrez Peralta
Integrante: Dr. José Giovanni Jesús Ávila Peltroche
Integrante: Blgo. Paul Martín Baltazar Guerrero

Se reúnen para evaluar la tesis titulada: Estimación de la biomasa de *Lessonia trabeculata* 'aracanto palo' (Lessoniaceae) dentro del ámbito submareal de la Reserva Nacional San Fernando

Presentada por el tesista:

- Bruno Cevallos Gil

Para optar el Título Profesional de Biólogo Marino

Asesorado por: Mg. Bernabé Moreno Leveroni

Luego de haber evaluado el informe final de tesis y evaluado el desempeño del estudiante en la sustentación, concluyen de manera unánime (X) por mayoría simple:

Tesista: Bruno Cevallos Gil			Nota (escrito): Diecisiete (17)
Aprobado ( )	Aprobado - Muy buena (X)	Aprobado - Sobresaliente ( )	Desaprobado ( )

Los miembros del jurado firman en señal de conformidad.



Dr. Harol Gutiérrez Peralta
Presidente del jurado



Dr. José Giovanni Jesús Ávila Peltroche
Miembro del jurado



Blgo. Paul Martín Baltazar Guerrero
Miembro del jurado



Mg. Bernabé Moreno Leveroni
Asesor

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS

UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD DE CONTENIDO DE INFORME FINAL DE TESIS

Lima, 17 de junio del 2024

Señor,
Director General de Investigación, Desarrollo e Innovación
Universidad Científica del Sur
Presente. –

De nuestra consideración,

Yo: Bruno Cevallos Gil, egresado de la carrera de Biología Marina de la Universidad Científica del Sur, en conjunto con el asesor de tesis Bernabé Moreno Leveroni, declaramos que este informe final de tesis titulado: "Estimación de la biomasa de *Lessonia trabeculata* 'aracanto palo' (Lessoniaceae) dentro del ámbito submareal de la Reserva Nacional San Fernando" sustentado para obtener el título Profesional de Biólogo Marino es original.

Es decir, no contiene plagio parcial ni total, cuando se utilizó información de fuentes externas se reconoció la autoría mediante la adecuada citación y los resultados obtenidos son producto entero de nuestra investigación y no han sido falseados ni fabricados. Todo esto en cumplimiento del Código de ética en la investigación, Reglamento del Comité de Integridad Científica, Reglamento de Propiedad Intelectual, Normas y procedimientos de los trabajos de investigación para la obtención de títulos profesionales y grados académicos [1], que afirmamos conocer en su totalidad.

Por ello, en caso de identificarse alguna situación de plagio, falsificación o fabricación de resultados, nos allanamos al proceso de investigación que establezca la Universidad y las posibles sanciones que pudieran surgir.

Firmamos en conformidad con lo declarado,



Bruno Cevallos Gil
DNI: 74996222



Bernabé Moreno Leveroni
DNI: 70460322

[1] Los documentos están en: https://investigacion.cientifica.edu.pe/reglamentos/

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

INFORME DE REVISIÓN DE ORIGINALIDAD

Título del documento evaluado. Estimación de la biomasa de *Lessonia trabeculata* ‘aracanto palo’ (Lessoniaceae) dentro del ámbito submareal de la Reserva Nacional San Fernando

Autores. Bruno Cevallos Gil

Mecanismo de revisión de originalidad. Evaluación con Turnitin (ID 2425357809).

Resultado de la evaluación. 4%

Revisado por. Magaly Kelly Guerrero Huaracallo.

Comentarios sobre la revisión. Filtros usados: excluir fuentes de menos de 12 palabras.



Estimación de la biomasa

INFORME DE ORIGINALIDAD

4%	3%	3%	1%
INDICE DE SIMILITUD	FUENTES DE INTERNET	PUBLICACIONES	TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	Oscar Aller-Rojas, Bernabé Moreno, Héctor Aponte, José Zavala. " Carbon storage estimation of kelp beds in Southern Peru: an analysis from the San Juan de Marcona region ", Carbon Management, 2020 Publicación	<1%
2	revistas.cientifica.edu.pe Fuente de Internet	<1%
3	assets.researchsquare.com Fuente de Internet	<1%
4	ouci.dntb.gov.ua Fuente de Internet	<1%
5	www.inach.cl Fuente de Internet	<1%
6	Submitted to Universidad Cientifica del Sur Trabajo del estudiante	<1%

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

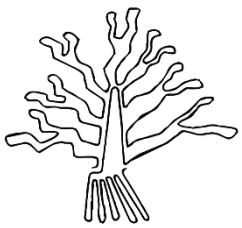
TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias a la participación de Petther 'Tiernito' Mogrovejo, Alex 'El Chino' Cáceres, Ruben Torrejón-Zegarra y Rodrigo Gómez-Sánchez, quienes brindaron su apoyo en el mar, y a Diego Cuba por proporcionar invaluable información fresca sobre el límite de distribución de la especie. Quiero expresar un agradecimiento especial a mi asesor y mentor, Bernabé Moreno, por su apoyo y guía durante esta etapa de mi vida, tanto bajo el agua como en el gabinete. Reconozco el invaluable aporte del Profesor Hector Aponte, por sus enseñanzas sobre la investigación científica y la vida vegetal, así como de Oscar Aller-Rojas, por ampliar mi perspectiva del carbono azul y su relevancia para la conservación. También quiero hacer una mención honrosa al Dr. Roberto Uribe por ilustrarme sobre la complejidad, resiliencia y relevancia socioeconómica de los bosques marinos de la región. Mis agradecimientos se extienden al Profesor Aldo Indacochea y a la Profesora Selma Santome† por su guía durante mis primeras inmersiones en la ecología marina y la biodiversidad macroalgal. Agradecimiento especial al Profesor Daniel Barona por las sólidas bases en evolución biológica y apoyo constante, así como el de la DGIDI, a lo largo de esta investigación. Por último, pero no menos importante, agradezco a mis padres por brindarme la oportunidad de una vida en las ciencias naturales.

Dedicatoria

Dedicado al trabajo y memoria de Bernabé Santellices† (1945-2023).



"if I have seen further, it is by standing on the shoulders of giants"
Isaac Newton, 1675

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Resumen

Los bosques marinos son proveedores clave de servicios ecosistémicos a nivel mundial, con un reconocimiento creciente de su relevancia en el contexto de la adaptación y mitigación climática. A lo largo del sudeste del Pacífico, estos bosques sostienen intrincadas y productivas redes tróficas, sirviendo como sustento crucial para los sistemas costeros y como subsidio para hábitats más profundos. Este estudio tuvo como objetivo estimar la contribución de *Lessonia trabeculata* a las vías locales de carbono azul dentro del sector sur de la Reserva Nacional San Fernando (RNSF), la más extensa área costera protegida en Perú. Integrando teledetección, buceo científico y el conocimiento tradicional de buzos artesanales, realizamos una evaluación integral y estimaciones conservadoras del carbono capturado por estos bosques durante el invierno austral de 2021 utilizando los métodos de evaluación menos destructivos. Estimamos conservadoramente que ~1300 t C toneladas de carbono son capturadas como stock de biomasa por *Lessonia trabeculata* en el sector sur de la RNSF. Dicha asimilación de carbono en biomasa anualmente liberaría ~1300 t C m^2 y^{-1} como detritos, de las cuales, una vez exportados potencialmente resulta en ~130 t C m^2 y^{-1} secuestradas en sedimentos marinos profundos. La productividad detrital de *L. trabeculata* fue calculada por primera vez en el Perú, junto con el costo social y ambiental de emisiones equivalentes a la cantidad de carbono capturado (855.8k USD) y potencialmente removido por el stock de biomasa (85.7k USD). Además, presentamos una descripción general del estado de conservación de la población de kelp en el área protegida costera, junto con ecuaciones alométricas para estimar la biomasa en base a medidas biométricas fácilmente alcanzables bajo el agua. Este estudio representa la continuación de un esfuerzo pionero hacia la comprensión del carbono azul en los bosques marinos del Perú. Nuestro estudio contribuye al avance de la comprensión y gestión de estos ecosistemas frente a los desafíos climáticos. Se discuten además las implicancias para el rápidamente creciente campo del carbono azul en el contexto socio-ecológico de la región.

Palabras clave Macroalgas, bosques marinos, carbono azul, Corriente de Humboldt, outwelling.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Abstract

Marine forests are key providers of ecosystem services globally with increasing recognition of their relevance in the context of climate adaptation and mitigation. Along the Southeast Pacific, these forests sustain productive and intricate trophic webs, serving as crucial sustenance for coastal systems and subsidies for deeper habitats. This study aimed to estimate the contribution of *Lessonia trabeculata* to the local blue carbon pathways within the southern sector of the largest coastal protected area in Peru, Reserva Nacional San Fernando (RNSF). By integrating remote sensing, scientific diving, and the traditional knowledge of artisanal divers, we conducted a comprehensive assessment and conservative estimates of carbon captured by these forests during the austral winter of 2021 using the least destructive assessment methods. We conservatively estimated ~1300 t C captured as standing stock by *Lessonia trabeculata* in the southern sector of RNSF. Said biomass-held carbon assimilation would annually release ~1300 t C m^2 y^{-1} as detritus, of which, once exported could potentially yield to ~130 t C m^2 y^{-1} sequestered in deep-sea sediments. Detrital productivity of *L. trabeculata* was calculated for the first time in Peru, along with the social and environmental cost of emissions equivalent to the amount of carbon captured (855.8k USD) and potentially removed by the standing stock (85.7k USD). In addition, we present an overview of the conservation state of the kelp population in the coastal protected area, along with allometric equations for estimating biomass based on biometric measurements easily attainable underwater. This study represents the continuation of a pioneering effort towards the understanding of blue carbon in marine forests of Peru. Our study contributes to advancing the understanding and management of these ecosystems in the face of climate challenges. The implications for the rapidly growing blue carbon field in the region's socioecological context are further discussed.

Keywords Macroalgae, marine forests, blue carbon, Humboldt Current, outwelling

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Version aprobada para publicar

Carbon capture by stipitate kelp forests in Peru: insights from population assessment of *Lessonia trabeculata* at 15°S

Bruno Cevallos[1,2], Oscar Aller-Rojas[1], Héctor Aponte [1,2], Bernabé Moreno[1,2,3,4*]

[1] Carrera de Biología Marina, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú
[2] Coastal Ecosystems of Peru Research Group (COEPeru), Universidad Científica del Sur, Lima, Perú
[3] Marine Ecology Department, Institute of Oceanology Polish Academy of Sciences, Sopot, Poland
[4] Comunidades Acuáticas Research Group, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú

*Corresponding author: bmorenole@cientifica.edu.pe

Abstract
Marine forests are key providers of ecosystem services globally with increasing recognition of their relevance in the context of climate adaptation and mitigation. Along the Southeast Pacific, these forests sustain productive and intricate trophic webs, serving as crucial sustenance for coastal systems and subsidies for deeper habitats. This study aimed to estimate the contribution of *Lessonia trabeculata* to the local blue carbon pathways within the southern sector of the largest coastal protected area in Peru, Reserva Nacional San Fernando (RNSF). By integrating remote sensing, scientific diving, and the traditional knowledge of artisanal divers, we conducted a comprehensive assessment and conservative estimates of carbon captured by these forests during the austral winter of 2021 using the least destructive assessment methods. We conservatively estimated ~1300 t C captured as standing stock by *Lessonia trabeculata* in the southern sector of RNSF. Said biomass-held carbon assimilation would annually release ~1300 t C m^2 y^{-1} as detritus, of which, once exported could potentially yield to ~130 t C m^2 y^{-1} sequestered in deep-sea sediments. Detrital productivity of *L. trabeculata* was calculated for the first time in Peru, along with the social and environmental cost of emissions equivalent to the amount of carbon captured (855.8k USD) and potentially removed by the standing stock (85.7k USD). In addition, we present an overview of the conservation state of the kelp population in the coastal protected area, along with allometric equations for estimating biomass based on biometric measurements easily attainable underwater. This study represents the continuation of a pioneering effort towards the understanding of blue carbon in marine forests of Peru. Our study contributes to advancing the understanding and management of these ecosystems in the face of climate challenges. The implications for the rapidly growing blue carbon field in the region's socioecological context are further discussed.
Keywords Macroalgae, marine forests, blue carbon, Humboldt Current, outwelling

Declarations
Funding

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Research funds were granted by KfW and co-managed by the Peruvian Trust Fund for National Parks and Protected Areas (PROFONANPE), Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP), and the Economic and Social Research Consortium (CIES). The project led by BM was entitled "Determinación de la distribución, la biomasa e importancia ecológica del 'Aracanto palo' *Lessonia trabeculata* en el ámbito marino de la Reserva Nacional San Fernando" (Beca SERNANP 2020 A1 Equipo IMP-05). BC was co-funded by the internal research grant Beca Cabieses 2021-2–Universidad Científica del Sur. Sampling permit was granted by Ministerio de la Producción (PRODUCE) to BM through the R.D. N°00166-2021-PRODUCE/DGPCHDI.

Competing interests

This work is the product of BC's thesis project to obtain the professional title of Marine Biologist.

Availability of data and material

The datasets generated during and/or analysed during the current study are available from the corresponding author on reasonable request.

Code availability

Not applicable.

Authors' contributions

BC and BM: conceptualisation of the study, data acquisition and analysis, literature review, writing of original draft. BM: project administration, funding acquisition, undertook diving operations. BC: original illustrations. HA and OAR: interpretation, review, and editing. All authors reviewed and edited content prior to manuscript submission.

Acknowledgements

Thanks to Petther 'Tiernito' Mogrovejo, Alex 'El Chino' Cáceres, Ruben Torrejón-Zegarra, and Rodrigo Gómez-Sánchez for their support at sea. Additionally, we thank to Diego Cuba for providing updated information on species distribution and Jose Manuel Herrera for his assistance with bathymetry data. This work is dedicated to the legacy and memory of Bernabé Santellices[†] (1945-2023).

Introduction

Macroalgae refer to a taxonomical- and functionally diverse group of primitive aquatic phototrophs formally grouped in three phyla: Chrolophyta (green-), Rhodophyta (red-) and Ochrophyta (brown-macroalgae) (Wilkinson & Foster 2020). Kelps are classified within the polyphyletic group of brown macroalgae that commonly include the orders Laminariales and Fucales, but also Desmarestiales, Chordales, and Tilopteridales, and are capable of densely aggregating forming highly productive marine forests (Bolton 2016; Starko et al. 2019). The large and structurally complex laminarialean kelps, for example, have been estimated to be present in over 36% of the world's coastlines, thus constituting the most extensive coastal marine biome (Jayathilake & Costello 2021). Kelps are essential for enhancing biodiversity, supporting coastal fisheries and shaping seawater chemistry in coastal systems (Kosek & Kuklinski 2023). They also contribute to global biogeochemical cycles by capturing substantial amounts of carbon through chloroxygenic photosynthesis (Duarte et al. 2022), thus providing various ecosystem services (Eger et al. 2023). Consequently, there is growing recognition of marine forests protection and restoration as nature-based solutions for climate change mitigation and adaptation (Filbee-Dexter 2020; Eger et al. 2022). Moreover, evidence-based support for developing kelp blue

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

carbon science, policy, and economics has gained traction over the past decade (Santos et al. 2021; Pessarrodona et al. 2022, 2023).

Nevertheless, kelps are sensitive to environmental disturbances, associated to climate change, such as shifts in water chemistry, ocean warming (both pulse marine heatwaves and sustained warming) and to human activities, such as extractive pressure, marine pollution, and the introduction of non-native species (Smale & Wernberg 2013; Dayton 2016; Smale 2020). Consequently, changes in biogeographical distribution for different kelp species (both population expansion and contraction) have been documented globally (Filbee-Dexter & Wernberg 2018; Wernberg et al. 2019; Des et al. 2020; Pessarrodona et al. 2021). In the Southeastern Pacific, a decline in habitat suitability for temperate kelp it is anticipated towards the end of the century, especially in lower latitudes (González-Aragón et al. 2023), threatening the connectivity between forests that have supported coastal communities for millennia (Cuba et al. 2022).

The Humboldt Current Large Marine Ecosystem (HCLME; 5°S– 42°S, Southeastern Pacific) is the most productive eastern boundary upwelling system (EBUS) in the world (Thiel et al. 2007; Chevallier et al. 2021). Here, three genera of the order Laminariales can be found structuring marine forests (known in the region as "*huirales*"; Vasquez 1989): *Lessonia*, *Eisenia* and *Macrocystis*. These forest-forming genera provide habitats for a plethora of marine species, many of which are bioresources, serving as commodities for different value chains in Peru and Chile (Vásquez 1989; Carbajal et al. 2022). Although aquaculture accounts for 97% of the world's seaweed production, in the SE Pacific, production relies primarily on wild harvesting (Ferduose et al. 2018; Hurtado 2022). Until 2019, *Lessonia* spp. represented half of the total volume of macroalgae harvested and farmed in the Americas (487 kt) (Cai et al. 2021), positioning *Lessonia* spp. as the most harvested kelps globally (41.9%; UNEP 2023).

The coastal zone of the HCLME is remarkably energetic, characterised by strong winds, and frequent seismic activity (Comte & Pardo 1991). Strong hydrodynamics naturally lead to the dislodgement of kelp biomass, facilitating the passive (beach-casted) harvest (Nardelli et al. 2023). However, when the demand for kelp biomass is not met through passive collection alone, active harvest quotas are established independently by Peruvian and Chilean governments, thereby exerting significant extractive pressure on the marine forests of the region (Campos et al., 2021a). In both countries, the wild harvest of kelp is considered a neo-extractive activity, characterised by the export of large volumes of raw material to foreign markets at relatively low prices (Marquez-Porras & Vasquez, 2020). However, the extraction of *Lessonia* spp. in Chile is two magnitudes higher (245 269 t), than in Peru (2 043 t) (UNEP, 2023). This contrast can be attributed to various factors, such as coastal habitable extent, management regimes, and oceanographic conditions (Guillemin et al., 2016).

The intermittent incursion of warm water from the equatorial Pacific into the coast represents a significant stressor for the HCLME, especially towards low latitudes (Thiel et al. 2007). During the late 21st century, different studies have documented the impact of coastal El Niño events (ICEN>0.4, Índice Costero El Niño; ENFEN 2012) in HCLME marine forests (e.g., Tarazona et al. 1988; Fernández et al. 1999; Lleelish et al. 2001 in Peru; Martínez et al. 2003; Vasquez & Vega et al. 2004; Vega et al. 2005; Villegas et al. 2008 in Northern Chile). The massive die-off and consequent abundance of stranded kelp are common results of these warming

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

events, and their effect can be perceived in the increase of Peruvian exports of brown seaweeds in years of El Niño during the last decades (Tejada et al. 2019; Avila-Peltroche & Villena-Sarmiento 2022). However, limited research has been conducted, particularly in Peru, with most studies focusing on intertidal ecosystems or on deeper habitats within the continental shelf (Levin et al. 2001; Valqui et al. 2019; Aramayo et al. 2021).

In south-central Peru, particularly in the Ica Department (14°S), passive harvest of beach-cast kelp biomass is pivotal for various stakeholders, including governmental actors, civil society, and the private sector (Contreras et al. 2018). Nonetheless, besides active harvest, *Lessonia* spp. forests sustain several value chains for artisanal fisheries and small producers, representing a direct source of fishes, molluscs, crustaceans, and echinoderms (supp. mat. Aller-Rojas et al. 2020). In Peru, although coastal marine protected areas are not exempted of exploitation (artisanal fishing is authorised), the harvest of kelp biomass within the boundaries of protected sites is only allowed by means of passive harvest (IMARPE 2022). Until 2015, the passive harvest within the Reserva National San Fernando (RNSF) yielded 3000 t dry weight (DW), representing 10% of the seaweed production in Peru, and generated USD 500 k annually to ~1200 local families (Vega-Abad et al. 2020).

Almost a decade has passed since the last survey assessing *Lessonia trabeculata* kelp forests in RNSF (Zavala et al. 2015) and the requirement of a new baseline for the kelp standing biomass is highlighted in the current master plan of the RNSF (2019-2024) (El Peruano 2019). Considered a priority for Peruvian authorities and following the outcomes of independent efforts from Peruvian researchers (Aller-Rojas et al., 2020), this study aimed to assess the standing kelp biomass and provide conservative estimates of the carbon captured by marine forests in the southern sector of RNSF. Additionally, we studied the population status of *L. trabeculata* to identify the best predictive variables for biomass and allometric equations to promote least-destructive population assessments. Ultimately, we aimed to value the carbon captured as standing biomass and the amount of carbon potentially removed for the long-term by this stipitate kelp in the RNSF. Finally, the implications for the management of marine forest of *Lessonia* within the HCLME and for the blue growth (*sensu* McKinley et al. 2019) in the region are discussed.

Regarding the different steps of carbon pathways mentioned throughout this manuscript, we have adopted the definitions synthesised in Pessadorrona et al. (2023), where 'carbon fixation' refers to CO_2 drawdown via photosynthesis, 'carbon assimilation or capture' is the incorporation of fixed C into biomass, 'carbon storage' is the mass of organic C stored in a reservoir (e.g. living tissues, sediments), 'carbon burial' refers to the incorporation of C into sediments for an undetermined period of time), while 'carbon sequestration' is defined as the rate of removal of atmospheric CO_2 in sediments for over hundreds of years (UNFCCC, 2022).

Methodology

To evaluate the conservation state of *Lessonia trabeculata* kelp forests and assess its contribution to the local blue carbon pathways within the RNSF, we conducted a detailed analysis from a population ecology perspective. Upon defining essential parameters for C-standing stock

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

calculations such as population density, habitat extent, and carbon content in biomass, we quantified the carbon captured by the standing biomass. These parameters served as input to calculate the C released as blades detritus and estimated the fraction to be removed from the shallow subtidal to be long-term stored (sequestered) in the deep sea, by using equations gathered from literature.

Study location and environmental conditions

Established in 2011, the RNSF is the largest marine-coastal protected area in Peru. Situated in the coastal desert of the Nasca province (department of Ica), the local geomorphology is characterised by sand-dunes, cliffs, and hilly rocky shores, exposed to the erosion by tidal currents and strong winds (dust storms, "vientos Paracas"). This region experiences low precipitation throughout the year, hence the landscape is mostly arid, with scarce terrestrial vegetation along the coastline. The marine component of the protected area extends 9 km off the coast and 50 km along the coastline. It is composed mainly by shallow benthic sublittoral hard bottoms serving as substrate for three kelp species: *L. trabeculata* (subtidal), *L. berteroana* (intertidal) and *M. pyrifera* (both).

Sampling occurred in austral winter of 2021 (June 29th to July 1st). Overall, oceanographic conditions were governed by El Niño 1+2 region (ICEN= –0.25). A handheld CastAway CTD was deployed in each sampling station. Seawater temperature averaged 14.15±0.16°C and the salinity around 34.85±0.03 psu (mean values with standard errors). The diving team consisted of one artisanal diver and one scientific diver, both assisted by a tender at the surface. Dives were conducted using both surface-supplied diving mode and scuba in side-mount configuration. For more detailed description see Moreno et al. 2021.

Eight sampling stations were surveyed within RNSF southern sector, in depths between 9.6 and 17 meters (Fig.1). Their nomenclature followed local fishermen community (COPMAR, "Comunidad Pesquera Artesanal de Marcona") common names in order to facilitate standardisation, replicability control, and enable traceability in future monitoring efforts. The location of sampling stations was divided into north and south zones, with four stations each, and selected based on empirical habitat distribution data (previous reports, and traditional knowledge of local artisanal divers), satellite imagery, single-beam bathymetry data and, ultimately, validated by direct underwater observations. Overall, visibility underwater was limited (<5 m), particularly in sampling stations heading south, which were more exposed to open waters.

Hard-bottoms and mixed substrata shaped the benthic subtidal seascape; however, some differences were observed between zones. Coarse sand, pebbles, and boulders were predominant textural elements of the bottom in stations of the north zone, while seashell-fragments and cobbles were observed mostly at southern stations. In the southern sector of the RNSF (Fig.1C), *L. trabeculata* is the dominant forest-forming species, presenting larger holdfast sizes, higher densities, and higher standing biomass compared to adjacent sites further south outside RNSF, as documented in 2010 (Zavala et al. 2015).

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

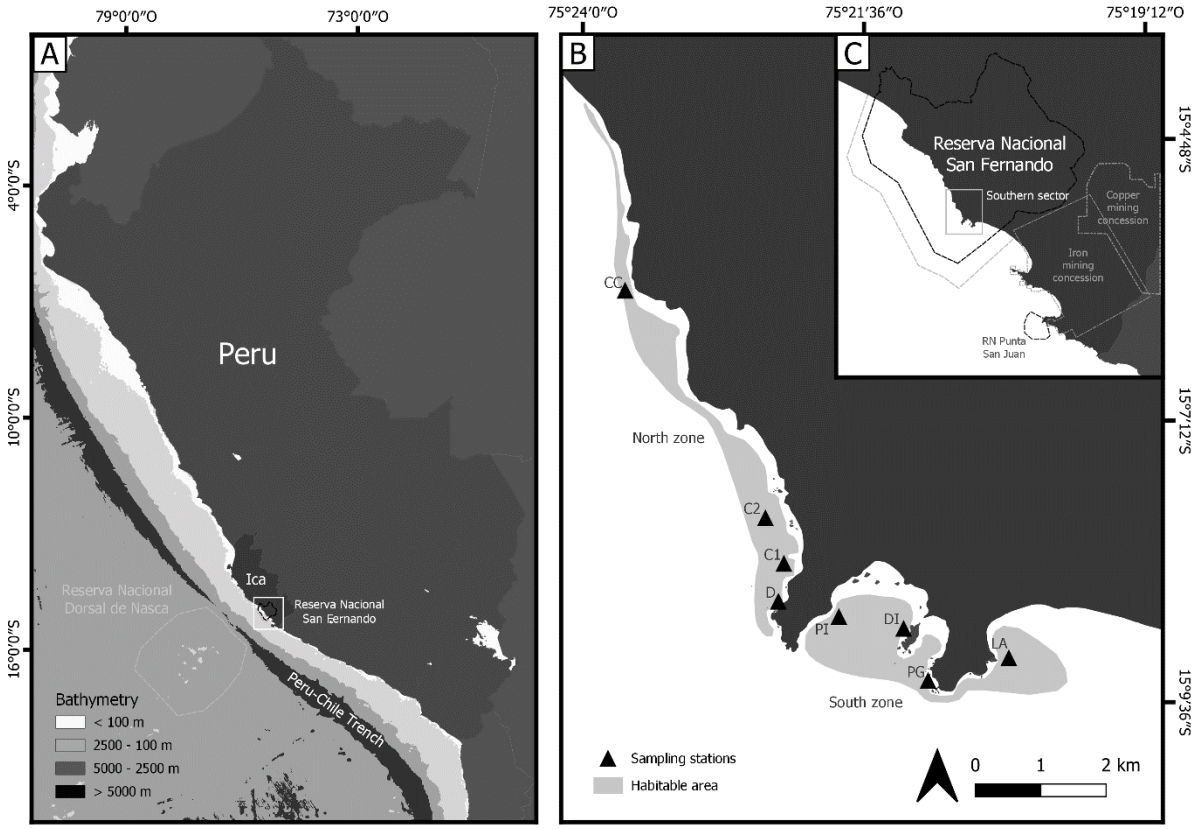


Figure 1. Study location in southern Peru. A) Bathymetric ranges in Peruvian continental shelf showing the Ica department and Reserva Nacional San Fernando (RNSF). B) Sampling stations within the south sector of the "Reserva Nacional San Fernando (RSNF)". C) Sampling stations. North zone: Carro Caído (CC), Campamento 2 & 1 (C2, C1), and Dormidero (D); and south zone: Pared del Indio (PI), Dormidero-El Indio (DI), Punta Gallinazo (PG), La Aguada (LA). Habitable area (i.e., hard-bottoms <30m) shaded in grey: north (269.75 ha) and south zone (304.25 ha).

Estimation of habitable area

The habitable area of *L. trabeculata* was determined based on its bathymetric range, field observations, and the use of Sentinel-2A satellite imagery in combination with GIS tools (QGIS 3.16.2). Bathymetry dataset was obtained from the Peruvian geological survey (INGEMMET 2021; *pers comm*. Jose Manuel Herrera), but since incongruences derived from data resolution were observed once on the field, ground-truthing was key in the delimitation of the subtidal-intertidal transitions. Although the species has been registered in deeper strata, the 30 m-isobath was used as the kelp forest limit to avoid overestimations. The interior shallower edge, on the other hand, was delimited using multispectral images with a spatial resolution of 50 m and low cloud cover (<10%) considering compositions of natural colour (RGB), ratio vegetation index (RVI), and normalised difference vegetation index (NDVI). All multispectral compositions were obtained from June 29th 2021 (Fig.S1).

Given the high concentrations of particulate matter typically observed in coastal waters of the Humboldt Current, multispectral sensors are limited to exposed areas for the detection of

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

macroalgal biosignatures (Escudero et al. 2020). Despite *L. trabeculata* is a restricted subtidal kelp and cannot be remotely sensed from space (no buoyant canopy), satellite images allowed the detection of other macroalgae in the upper subtidal (e.g., *L. berteroana, Corallina* sp.), canopy-forming species such as the giant kelp *Macrocystis pyrifera*, and stranded biomass in the supralittoral zone. With these observations, the intertidal-subtidal transition was delimited by excluding areas with exposed surfaces along the coastline, showing spectral signatures of intertidal algae and hard substrate (Fig. S1).

Sampling protocol

At each sampling station, mean density and biometric measurements of kelp sporophytes were performed in belt transects of 40 m^2 (20x2 m), as proposed by Zavala et al. (2015) and Tejada et al. (2018). The transect line was marked with knots at 2 m intervals. A negatively buoyant and dismountable 2 m^2-circumference was deployed in five random points along the transect for counting (density) and measuring (morphometry) kelp stands. Density was determined by counting the sporophytes within the circumference, while *in situ* morphometry included maximum (*D*) and minimum (*d*) holdfast diameters, and perimeter (*P*). Further details of the sampling workflow are described in Moreno et al. (2021). In C1 "Campamento 1" a video-transect was used to determine the density using an alternative method (Attridge et al. 2022) and served as a comparison between methodologies. Thirty-one sporophytes (16 and 15 for north and south zones, respectively) were collected for more detailed on-board biometric measurements. The number of sporophytes obtained per zone was considered adequate as the performance curve for the holdfast diameter stabilised around plot 10.

On-board biometrics and proxies for biomass

The described biometric measurements of collected sporophytes (Vasquez et al. 1989) were recorded at the surface, onboard an artisanal wooden boat. Maximum (*D*) and minimum (*d*) holdfast diameters were used to estimate the holdfast area (*A*) following the geometry of an ellipse ($A = D.\ d/4.\ \pi$) (Aller-Rojas et al. 2020). Holdfast perimeter (*P*) and elevation (*e*), number of stipes per thallus (*s*), average blade length (*b*), and the presence/absence of sori (zoospore-holding reproductive tissue) (*f*) were also recorded for each kelp sporophyte. Ages were determined based on holdfast maximum diameter according to Lucero et al. (2019). Coalescent individuals were identified based on the presence of the typical scar in the contact zone between fused holdfasts. A performance curve was calculated using the wet biomass of each sporophyte to verify if the sampling effort was adequate.

Regression models were calculated in CurveExpert Pro v.2.7 software to predict the kelp biomass based on morphometrics, avoiding polynomials (Zhou et al. 2021). Best-fitting models were selected as those having lower Akaike information criterion (AIC) and higher coefficient of determination (R^2).

Comparisons among zones

Likewise, the habitable area was divided into two zones, north and south (Fig.1C). Biometric indicators at the thallus (length *L,* and width *W*), organs (*D*), and population density (*p*) levels were used to determine differences between zones. A non-parametric Kruskal-Wallis test was performed to test differences among zones. Moreover, sporophytes were classified as juveniles or adults based on their holdfast size following Zavala et al. (2015). Individuals with holdfast diameters under 20 cm were classified as juveniles (D<20 cm) and were analysed

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

separately from adult sporophytes (*D*>20 cm). This approach allowed to assess the impact of excluding small thalli on the overall variability and patterns observed in the study.

Estimation of carbon capture, productivity, and potential sequestration

To determine the organic carbon content (*%C*) in different sections of the sporophyte, tissue from the holdfast, stipes, and blades were subsampled and analysed separately using the Walkey & Black (1934) technique. The carbon content per unit area was calculated following the equation described by Aller-Rojas et al. (2020), multiplying the average biomass per unit of area (*B*) by the mean percentage of dry biomass (%*DW*) and the estimated mean relative carbon content (%C) ($C = B.\ \%DW.\ \%C$).

In this study, productivity estimates were based exclusively on blade erosion and referred to as detrital productivity (*DP*). This was calculated following Tala & Edding (2007), which involved multiplying the productivity per blade (l_B) by the blades density (l_p) and the mean relative carbon content (%C) ($DP = l_B.\ l_{p.}\ \%C$). The productivity calculation procedure was verified using Tala & Edding (2007) dataset and its reliability was confirmed when it produced the same output (896.96 g C m^{-2} y^{-1}). Nevertheless, to provide more accurate estimates, our calculations took into account the specific parameters of the population in the RNSF, adapting the methods outlined by Eger et al. (2023). According to Tala & Edding (2007) the productivity per blade (l_B) of *L. trabeculata* is 0.021 g DW d^{-1}, and blade density (l_p) is proportional to the population density (*p*) in a 100:1 ratio. Therefore, assuming a blades density (l_p) proportional to the rounded value of population density (*p*), in this study detrital productivity (*DP*) was calculated for each zone, considering blades per unit of area (l_p) of each zone.

To estimate the contribution for long-term C removal, we considered that 10% of the particulate material derived from kelp productivity through blade dislodgment is exported to the deep sea and effectively removed from the atmosphere over a prolonged period (>100 years) (Palanques et al. 2002; Wilmers et al. 2012; Krause-Jensen et al. 2016). However, given that there is still uncertainty if said numbers are indeed ultimately sequestered, a range of 1–20% was considered, and maximum and minimum sequestration amounts were calculated to account for variability (Eger et al. 2023). Additionally, we estimated the environmental and social costs of equivalent CO_2 emissions (C to CO_2 transformation factor: 3.66) considering a value of 179.20 USD per ton, according to the estimate for 2020 of the Institute of Policy Integrity (see supp. mat. of Eger et al. 2023).

Biomass, blue carbon, and valuation estimates were computed using two approaches: stratified (considering differences among zones), and pooled (combining all sites data). The latter allowed us to investigate the effects of each method on the estimated values, providing valuable insights into the outcomes. Furthermore, concerning productivity and sequestration estimates, it's important to note that this analysis does not account for the quantity of carbon exported as dissolved organic carbon (DOC) through exudation. Instead, our focus is on the release of particulate organic carbon (POC).

Results

Population status

The total extension of the habitable area was estimated in 574 ha, divided in 269.75 ha and 304.25 ha to the north and south zone, respectively. At the population level, average density was 0.96±0.05 ind.m^{-2} and a great proportion (71% of the population) presented vegetative

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

blades with sori. An abundance of 5.11 x10^6 *L. trabeculata* sporophytes was estimated in the habitable area within the southern sector of the RNSF (north zone= 2.83 x10^6 ind, south zone= 2.28 x10^6 ind).

Average length of the sporophytes was 151.10±21.65 cm (max. of 315 cm). The average holdfast size of the juvenile sporophytes (*D*<20 cm, 58%) was 9±1.13 cm, while the adults (*D*>20 cm, 42%) was around 30±3.46 cm. Regarding their age, 41% were <1 y, 32% between 1–2 y, 23% were 3 y, and only 2% each were 4 and >5 y . Regarding measures at the holdfast level, average of the maximum holdfast diameter (*D*) was 17.88±3.23 cm, the minimum diameter (*d*) averaged 12.18±2.19 cm, and the resulting mean elliptical area averaged 238.33±70.76 cm^2. Notably, the smallest individual with sori had a maximum holdfast diameter (*D*) of 6.1 cm and was 62 cm in length. The mean perimeter (*P*) was 45.12±8.17 cm and mean elevation (*e*) 12.64±2.88 cm. Additionally, around 55% of the population were coalescent. The observed sporophytes presented from one to seven stipes each, resulting in a mean value of 3±0.45. Average length of blades was 44.01±3.89 cm, and their margins were predominantly smooth but sometimes dentate.

Although statistic tests did not show significant differences among zones at any level, measures at the thallus level show overall higher values in northern stations, while at the organs and population level this pattern varied. Most of the holdfast measurements (*A, D, d, P*), except the elevation (*e*), were also higher in the north zone, while blades length (*b*) and number of stipes per individual (*s*) were higher in the south zone. Regarding measurements at the population level, only the population density (*p*) was higher in the north zone, the rest exhibited higher values in the south zone (Table 1). Notably, the density estimates based on the video-transect in the northern station Campamento 1 (C1), resulted in higher densities (*p*) but within the range of those observed in the north zone.

Table 1. Biometric measures at the thallus, organs, and population level of *Lessonia trabeculata* in the Reserva Nacional San Fernando (RNSF). All values are presented as mean with standard error.

Level of measure	Symbol	Variable	Total (n=31)	North (n=16)	South (n=15)
Thallus					
	W	Total weight (kg)	3.39 ±1.02	4.47 ±1.13	2.23 ±0.75
	L	Total length (cm)	151.10 ±21.65	167.79 ±21.04	133.29 ±21.32
Organs					
Holdfast	*A*	Area (cm)	238.33 ±70.76	284.34 ±81.48	189.26 ±52.98
	D	Maximum diameter (cm)	17.88 ±3.23	18.96 ±2.91	16.73 ±3.55
	d	Minimum diameter (cm)	12.18 ±2.19	13.84 ±2.41	10.42 ±1.79
	P	Perimeter (cm)	45.12 ±8.17	49.61 ±8.06	40.34 ±8.11
	e	Elevation (cm)	12.64 ±2.88	12.48 ±3.11	12.81 ±2.58
Blades	*b*	Length (cm, n=5)	44.01 ±3.89	45.85 ±4.10	42.04 ±3.56
Stipes	*s*	Number per thallus	3.00 ±0.45	3.31 ±0.44	3.33 ±0.45

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Population					
	p	Density (ind m^{-2})	0.96 ±0.05	1.05 ±0.33	0.75 ±0.28
	f	Reproductive (sori, %)	70.97 ±0.12	68.75 ±11.97	73.33 ±11.82
	X	Coalescence (%)	54.84 ±0.13	50.00 ±12.91	60.00 ±13.09
	j	Juveniles (D<20 cm)	9.03 ±1.13	10.34 ±1.69	7.71 ±1.46
		(%)	58.06	56.25	60.00
	m	Adults (D>20 cm)	30.14 ±2.46	30.04 ±2.64	30.25 ±4.67
		(%)	41.94	43.75	40.00

Biomass and predictor variables

At the thallus level the average fresh weight of sporophytes was 3.39±1.02 kg. Nevertheless, considering the contrast in the biomass density (north=4.69 kg m^{-2}, south=1.67 kg m^{-2}) of this species within the species habitable area in the study site, the estimated population comprises an estimated standing stock biomass of 17749 t (north= 12660.72 t, south= 5088.58 t).

Regarding biomass proxies, those models incorporating holdfast elliptic area (*A*) and the perimeter (*P*) produced the best fit. The Gompertz relation was the best-fitting model to predicting the wet biomass from the holdfast elliptic area, and it is described by the equation:

$$y = ae^{-e^{b-cx}}$$

where x = holdfast area; y = wet biomass; a = 14.685; b = 1.305; c = 0.003 (AIC=31.97; r^2=0.84; r=0.92). On the other hand, the best-fitting model from holdfast perimeter was the Gaussian model:

$$y = ae^{\frac{-(x-b)^2}{2c^2}}$$

where x = holdfast perimeter; y = wet biomass; a = 12.263; b = 114.847; c = 37.139; (AIC=20.65; r^2=0.89; r=0.94).

Carbon capture and stock

Laboratory analyses revealed that, on average, the dry weight (*DW*) represented 22.5% of the biomass (humidity 77.5%), while carbon content (%C) in dry biomass was 33.47% after averaging the values obtained from the analysis of each organ separately; stipes=36.94%, blades=32.31%, holdfast=31.15%.

Estimates of carbon captured as standing stock biomass (C assimilation) of *L. trabeculata* then resulted in 3.45 t C ha^{-1} in the north zone and 1.23 t C ha^{-1} in the south zone, which was equivalent to 12.63 t CO_2 ha^{-1} and 4.50 t CO_2 ha^{-1}, respectively. When extrapolating these values to the extent of the habitable area, the estimated amount of carbon captured by the standing biomass in the southern sector of RNSF was 1305 t C (north=930.47, south=374.17).

Productivity and carbon transfer

Detrital productivity estimates for the north and south zones resulted in 272.42 g C m^2 y^{-1} and 185.74 g C m^2 y^{-1}, respectively. Therefore, the potential contribution of *L. trabeculata* to the local sequestration (10% of detrital productivity) was estimated at 27.24 g C m^2 y^{-1} in the north zone and 18.57 g C m^2 y^{-1} in the south zone. In this way, the amount estimated to be released by the whole standing stock as detritus into the water column was 1299.74 t C (north=730.86 t C, south=562.4 t C), which is close to the amount of carbon captured as standing

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

biomass (C-stock=1304.63 t C). In other words, the standing stock within the southern sector RNSF potentially removes 129.33 t C (12.93–258.65 t C) each year as detritus, which can potentially sink, accumulate, and be buried in deeper areas (>100 m, see Fig.1A) for long-term sequestration.

Table 2. Biomass, blue carbon, and valuation estimates for *L. trabeculata* forest within the Reserva Nacional San Fernando (RNSF).

Descriptor	Unit of measure	North	South	Total (stratified)	Total (pooled)
Habitable area	Hectares (ha)	269.75	304.25	-	574.00
Biomass stock	Fresh weight (kg m^{-2})	4.69	1.67	-	3.25
	Standing biomass (Gg)	12.66	5.09	17.75	18.66
Captured in biomass	Kelp C density (t C ha)	3.45	1.23	-	2.45
	Standing stock (t C)	930.64	374.23	1304.87	1406.30
Detrital productivity	Blades erosion (g C m^2 y^{-1})	272.42	185.74	-	237.75
	Allochthonous C (t C y^{-1})	734.85	565.11	1299.97	136.47
Potential sequestration	Potential sink (g C m^2 y^{-1})	27.24	18.57	-	23.77
	Potential removal (t C y^{-1})	72.83	57.81	130.64	137.76
Valuation	C-stock (k USD)	610.38	245.45	855.82	922.35
	C-removal (k USD)	47.77	37.91	85.68	90.35

Discussion

Population size and density

In the HCLME, morphological attributes and reproductive phenology of *Lessonia trabeculata* are constrained by seasonality and local conditions (Camus & Ojeda 1992; Tala et al. 2004). In the absence of disturbances, kelp populations experience self-thinning trajectories, characterised by the concurrent increase in biomass and decrease in density (Scrosati 2005). Thus, mature populations are predominantly composed of few but massive thalli. During the early austral winter of 2021, however, the studied population of *L. trabeculata* in the RNSF was predominantly composed of juvenile individuals (*j*=58%), presented comparatively low densities (0.75–1.05 ind.m^{-2}), and therefore low standing stock (1.67–4.69 kg m^{-2}).

The population densities observed in the north zone were comparable, albeit slightly lower, to those reported by Zavala et al. (2015) in the same area over a decade prior to our study, six months after an active harvest campaign was authorised within the RNSF in 2010 (Vasquez et al. 2012). However, while range-edge populations in the face of warming might remain apparently intact in terms of density, their environmental thresholds altered, making these more susceptible to the influence of stressors (Wernberg et al. 2010). On the other hand, similar population densities have been documented in exploited kelp forests of the Atacama region (26–29°S), however, *L. trabeculata* forests in the HCMLE generally exhibit higher values of standing

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

biomass (Westermeier et al. 2017; Ortiz 2020). In the Ica department, for example, Aller-Rojas et al. (2020) reported values of standing biomass almost three times higher (B=8.33–15.24 kg m^{-2}) at exposed sites in Punta San Juan de Marcona (PSJM, Fig.1B).

Recent studies on *L. trabeculata* forests at higher latitudes also show that site-specific harvest regimes influence the morphology and density of kelp assemblages. In harvested sites, juvenile densities can reach values five times higher than in less-intensively harvested sites, such as protected areas (Gouraguine et al. 2021). In this study, density values by age were not measured, but our results suggest that the population of *L. trabeculata* within the RNSF was predominantly composed by juveniles (58%). On the other hand, similar densities and sizes have been documented in both southern Peru (Tarazona et al. 1988; Fernandez et al. 1999) and northern Chile (Vasquez & Vega 2004; Vasquez et al. 2007) after coastal El Niño events. Therefore, to determine whether the observed patterns resulted from natural oranthropogenic pressures, it is necessary to consider specific patterns of each stressor as well as contextual factors of each study. In the case of *L. trabeculata*, the recovery of the standing biomass after coastal El Niño events occurs a few months after recruitment in Chile (Vasquez & Vega 2004; Vasquez et al. 2007), while in southern Peru, it has been reported to be slower, extending to several months to years (Fernandez et al. 1999).

The extraction of both, kelp biomass and forest-associated bioresources, have varying effects on different components of the ecosystem functioning. The recovery to pre-harvest densities after active harvest can take several years (>3yr), mainly due to the slow recovery of adults (Westermeier et al. 2017; Bularz et al. 2022). Similarly, interventions on forest keystone species, such as sea urchins (Hermosillo-Núñez 2019), can indirectly hamper the long-term recovery of kelp biomass (Bularz et al. 2022). Nevertheless, since echinoids are a primary cause of mortality for small-sized plants (Perreault et al. 2014), the great proportion of juvenile sporophytes in this study discards recent fishing-driven trophic cascades leading to overgrazing. Further, although it was not properly quantified, the echinoid *Loxechinus albus* (considered as the main subtidal grazer in the area) was observed in very low densities during our study (*pers. obs.*, BM).

Size-dependent harvesting regimes also affect exploited stocks in the long term, reducing the biomass yield through the rapid decrease of the asymptotic size and inducing early maturation in different species of animals and plants (Ernande et al. 2004; Baskett et al. 2005; Darimont et al. 2009; Palkovacs et al. 2018). Interestingly, while Carbajal et al. (2022) and Bularz et al. (2022) report the presence of sori only in sporophytes with holdfast maximum diameters >10 cm, in this study the holdfasts of individuals with sori were as small as D=6.1 cm. The absence of recent strong coastal El Niño anomalies (the most recent occurring in March 2023, after our study, and the previous one in July 2015), and active harvesting in the region intensified since 2020 due to the increased exports demand (IMARPE 2022), might indicate that the observed patterns can be attributed to the long-term impacts of extractive human activities rather than solely natural factors.

Notably, higher densities and standing biomass values in the study site have been recently reported in March 2022 by IMARPE, nine months after our survey (IMARPE 2022). From 2017 to

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

late 2022, neutral to negative temperature anomalies (La Niña conditions) have governed the SE Pacific, potentially influencing the population growth and biomass increase, as observed for *L. trabeculata* populations in Chile (Vega et al. 2005). Nevertheless, few details regarding the methods applied for these recent estimates are available. Further, the IMARPE report also presents higher biomass compared to the reported by Aller-Rojas et al. (2020) in San Juan de Marcona (PSJM), and by Zavala et al. (2015) in RNSF over a decade ago. Considering the differences among studies, and our methodological approach (Moreno et al. 2021), we cannot discard the possibility of methodology-driven overestimations in the establishment of quotas for active harvest campaigns. The absence of rigour may arise from the lack of use or exclusion of trained scientific divers, or from a strong reliance on artisanal divers during assessments of kelp standing stocks. Participation (inclusion), capacity building (training), and law enforcement (occupational frameworks) must be prioritised in the future to guarantee adequate estimates by trained scientific divers towards the sustainability of the marine forests and related ecosystem services.

To better understand the population dynamics over time and its overall status, we suggest that *L. trabeculata* underwater forests within the RNSF should be monitored at least once a year using the same, or at least comparable, methodologies as those used in the present study. Our study is based on the measurements obtained from a given moment (cross-sectional), and does not reflect the dynamic nature of the carbon pathways in kelp forests. Future studies should focus on augmenting the spatiotemporal resolution, allowing the observation of trends and evolution in time. This could provide different insights of carbon capture and sequestration and their variability in the face of anthropic and natural stressors.

Local patterns and potential stressors

Larger holdfast sizes, higher densities, and biomass values in the north zone compared to adjacent southern sites are in accordance with previous observations (Zavala et al. 2015). This can be related to the biotope heterogeneity and persistence of environmental stressors in the south zone. For example, differences in wave-exposure affects the physiology and phenotypic expression of kelp stands, in some cases producing localised differentiation within populations of *L. trabeculata* (Venegas et al. 1993; Edding et al. 1993). While morphometric differences observed among zones in RNSF can be attributed to the greater proportion of small sporophytes, the lower population densities observed in southern stations may be influenced by other environmental factors such as the availability of substrate, intra- and inter-specific interactions (spatial competition and herbivory pressure), and anthropic selection.

The Euclidean growth type (i.e., equal growth in all dimensions) and reproduction strategy of *L. trabeculata* could lead each sporophyte to compete for substrate either with their conspecifics (intraspecific) or via interspecific competition. However, depending on the genetically determined levels of cooperative investment by each individual, and the resource availability or environmental harshness, intraspecific cooperation can emerge in the population (Segovia et al. 2015; Chen et al. 2022). When multiple individuals settle in proximity, the inter-holdfast coalescence process may occur, giving way to the formation of morphologically convergent or chimeric entities (Gonzales et al. 2015). In macroalgae with superior growth rates

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

(Gonzales & Santellices 2017) this trait has been related to enhance reproductive success due to the avoidance of competitive exclusion (Scrosati 2005; Araujo-Casares et al. 2016), increased tolerance to thermal stress (Hernández-Oyarzun 2018), and enhanced resilience in wave-exposed habitats due to the increased resistance to water current drag (Segovia et al. 2015, Wernberg 2005). Additionally, Segovia et al. (2015) reported a higher frequency of coalescence in sites with lower population densities, which aligns with our findings. In our study, a higher frequency of coalescence was observed in the south zone and, indeed, the coalescent individual with the largest holdfast (*D*=52 cm; *e*=23 cm; Figure S2) was collected in a station in the south zone ("Pared del Indio"). The differences in coalescence frequency may therefore reflect environmental harshness and thus a reduced carrying capacity towards the southernmost stations. Nevertheless, the influence of anthropic stressors, such as fishing activities and fluctuations in kelp biomass demand, should not be underestimated.

In some sites of Chile, the application of management tools like Territorial User Rights for Fisheries has been documented negatively affecting *Lessonia* populations in contiguous Open Access Areas (Beckensteiner et al 2020). In the same way, the sustained active harvestng in adjacent sites could be influencing the observed local patterns. The south zone might be more vulnerable to anthropogenic pressures considering the shorter distance from ports and the location of designated areas for intensive extractive campaigns (IMARPE 2022). Nevertheless, the manual extraction of kelps is a time-consuming and physically demanding task for artisanal divers, and it is also limited to the shallow subtidal (<15m). Since kelps inhabiting wave-exposed areas tend to exhibit thicker organs (Venegas et al. 1993) and massive coalescent holdfasts firmly attached to the substrate (Wernberg 2005, *pers. obs.* BM), their extraction requires the use of tools such as the crowbar-shaped modified axe known as "*barreta*" (Moreno et al. 2021; Campos et al. 2021a). In this way, regardless of the site accessibility, non-regulated active harvest operations deeper than 10 m, and in wave-exposed habitats would face challenges, mainly due to the adaptative strategy exhibited by stands in highly energetic environments (Venegas et al. 1993).

Further south, in Punta San Juan de Marcona (PSJM, see Fig.1C), Aller-Rojas et al. (2020) reported that exposed sites present twofold the standing biomass compared to sheltered sites, and the average holdfast size of adults is virtually the same among zones. Therefore, rather than a demand for kelp biomass driving artisanal divers to extract adult sporophytes from the subtidal of the RNSF, it is more plausible that the observed differences are the outcome of human activities indirectly influencing other population processes. For example, the negative impact of copper and iron mining in forests of *L. trabeculata* has been documented in Chile (Vasquez & Guerra 1996; Vasquez et al. 1999; Leonardi et al. 1999; Contreras et al 2007). Therefore, as already observed by environmental enforcement agencies (OEFA 2014; OEFA 2019), iron and copper mining in adjacent areas (see Fig.1C) may be affecting the marine environment of the RNSF, including the subtidal forest. However, these remain assumptions and need to be properly measured.

A recent meta-analysis on studies in coastal wetlands of Peru revealed that anthropic stressors were the most frequently reported drivers of change across sites (Gomez et al. 2023),

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

even more than climate change. Similar studies in kelp forest of Peru, however, are limited by the few ecological assessments available, underlining the urgency for more research at the local level. In South America, marine ecosystems have already been recognised as amongst nature-based solutions (NbS) even in the context of disaster risk reduction (Alvarez et al. 2023). Nevertheless, a better understanding of how anthropic drivers influence key ecosystem attributes across sites and seasons will be critical for the management of marine forest in the Southeastern Pacific, especially in the face of projected extreme scenarios at low latitudes (González-Aragón et al. 2023).

Biometrics to address disturbance and variability

Both natural and anthropic pressures can trigger rapid phenotypic changes in wild populations, scaling up and severely impacting on the entire trophic-web and environment when the species affected is also a strong ecosystem driver (Palkovacs et al 2018). For that reason, efforts toward the use of less destructive methods in the study of kelp forests of the HCLME have been recently undertaken (Aller-Rojas et al. 2020; Moreno et al. 2021). In contrast with the study of Zavala et al. (2014), or more recent surveys of IMARPE (2022), the method applied in our study (further detailed in Moreno et al. 2021), can be considered less destructive in terms of ecological impact, requiring a smaller sample, and thus reducing disturbance generated when sampling by means of active collection ("*barreteo*").

Our research findings agree with Aller-Rojas et al. (2020) on using the holdfast elliptic area as a reliable proxy for predicting biomass. Furthermore, we observed that the holdfast perimeter (*P*) also demonstrates a strong correlation with biomass, as indicated by the Pearson correlation coefficient of the regression (r=0.94). Nevertheless, it is worth noting that the holdfast area is calculated based on two measurements (*D* and *d*), whereas the holdfast perimeter only requires a single measurement. Therefore, we propose considering the use of the holdfast perimeter for future non-destructive assessments of *L. trabeculata* populations even though this measurement requires more precision due to the contour complexity, particularly in those of coalescent holdfasts. We suggest taking all the three measurements (*D, d,* and *P*) if possible, but considering potential variability caused by human errors and time efficiency during *in situ* measurements associated with each approach.

Coalescence of small individuals can result in thalli with holdfast sizes that correspond to older individuals based on the age-structure model of Lucero et al. (2019), potentially skewing interpretations based on the holdfast size (*D*) only (*sensu* Zavala et al. 2015). The morphological convergence at the holdfast level is a relevant aspect for the conservation and sustainability of *Lessonia* populations managed under exploitation regimes since these rely on the holdfast size (Rodriguez et al. 2014). The determination of coalescence during harvest operations could be difficult for untrained artisanal divers, hence coalescent young thalli could be removed if considered adults.

The remarkable phenotypic plasticity, in terms of adaptive changes in reproductive traits, displayed by *L. trabeculata* challenges legislative controls (Edding et al. 1993; Tala et al. 2004). The frequency of coalescence observed in our study, along with the early maturation detected among the smallest stands (*D*<10 cm), suggest the urgent need for increasing the minimum legal size (currently *D*=20 cm) used for the harvest in adjacent sites (IMARPE 2022). This is

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

recommended as a preventive measure to avoid extended harvest-driven effects on the biomass yield of the forests in the region in the coming years. By considering coalescence in alternative age estimation models, we can improve the accuracy and reliability of estimating the age structure of populations of this species and of non-destructive density surveys accounting for adults and juvenile sporophytes separately based on measurements obtained underwater.

Methodological approaches to estimate extension of kelp forests

The multi-spectral satellite sensors have been the main tool to build datasets of the large-scale distribution of South American intertidal *Lessonia* morphospecies (*L. nigrescens* complex) (Huovinen et al. 2020; Mora-Soto et al. 2020) and true canopy-forming *Macrocystis pyrifera* (Bayley et al. 2020; Escudero et al. 2020). Regarding the subtidal *L. trabeculata,* this has not been accomplished yet, arguably due to the reduced contribution of this species in the surface spectral landscape. Nevertheless, although we indirectly estimated extent of *L. trabeculata* within the RNSF, this stipitate kelp was documented as dominating the benthic environment in the RNSF (Zavala et al. 2015). We recognise the relatively low resolution of the available bathymetry data as amongst the limitations for more accurate estimations of habitable area. Recent studies demonstrate the potential of remote sensing to support the construction of bathymetry datasets (Getirana et al. 2018; Sagawa et al. 2019). However, these studies often provide profiles for large areas with spatial resolutions that may not be suitable for mapping subtidal habitats dominated by stipitate kelps. The use of multibeam echosounders (swath bathymetry) for habitat mapping in marine environments of this region could result in more accurate estimates. These instruments have been successfully used in non-destructive surveys of kelp populations around the globe (Abukawa et al. 2013; Shao et al. 2017; Schimel et al. 2021; Wiktor et al. 2022). Alongside with the application of autonomous underwater vehicles for monitoring kelp biomass (Fischel et al. 2018; Stenius et al. 2022), multibeam echosounders hold great potential for facilitating the transition towards less destructive studies in kelp forests with the benefit of gathering additional environmental information. Therefore, we highlight the need for new surveys in the shallow subtidal of the RNSF using swath bathymetry and its derivative products such as slope, hillshaded relief, and rugosity, which would jointly provide information not only on water depth, but also on seafloor roughness and texture, and further information about depositional environments.

Carbon in biomass

After fixation, the carbon captured is involved in the biosynthesis of organic compounds, which play an essential role in the physiology and adaptive strategies of kelps to respond to seasonal fluctuations and local stressors (Vega & Toledo 2018; Webb et al. 2023). For example, alginates are a family of copolymers consisting of mannuronic acid and glucuronic acid in a determined ratio (M/G). According to Venegas et al. (1993), in *L. trabeculata* populations from Chile the relative abundance of glucuronic blocks, which provides stiffness to the thallus, is lower at the blades and increases towards the holdfast. However, independently of its M/G ratio, the pattern of alginate content in organs reported by Venegas et al. (1993) aligns with the pattern of carbon content found in this study: stipes>blades>holdfast. Based on the analysis of the biomass of the HCLME kelps, Valiente & Mogollón (2013) also observe this pattern of alginate content in

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

thalli from Peru, adding that something similar occurs with reserve substances such as laminarin and mannitol.

Most laminarialeans are recognised as season anticipators, meaning that during summer these accumulate reserve substances that are subsequently used for growth during winter (Filbee-Dexter et al. 2019). This adaptative strategy enables the thallus to grow almost all year round, even in conditions of reduced light, taking advantage of available inorganic nutrients like nitrate and phosphate (Kremer 1984; Falkowski & Raven 2013). The thalli analysed in this study were collected during winter, which coincides with the peak of laminarin accumulation of this species (Valiente & Mogollón 2013). This would explain both the relatively high carbon content in blades found in this study (the highest to date) and the increase of the carbon content in blades towards autumn months observed in Chile (Tala & Edding 2007). The above consistency suggests a link between the distribution of these compounds and the carbon content in the biomass of *L. trabeculata.* Further analysis on the carbon content variation at the organs level in this species must prioritise major statistic robustness. Since we only reported single measures for each organ (due to budget constraints), statistical differences could not be adequately assessed. Future studies focussed on the carbon capture of this species shall consider a carbon allocation of dynamic nature, responsive to environmental cues and metabolic demands.

The dry biomass percentage found in this study falls within the range previously reported by other authors, between 13% and 25% (Tala & Edding 2007; Aller-Rojas et al. 2020). Nevertheless, despite reporting the highest values of carbon content for the species to date, the relatively low population densities observed in this study impacted on the resulting capture estimates. Consequently, the values of carbon capture per unit area reported in our study are the lowest documented for the species thus far, indicating that higher carbon content does not compensate for lower population density. The carbon captured as standing stock biomass of *L. trabeculata* varied across the habitat, ranging from 1.23 t C ha^{-1} to 3.45 t C ha^{-1}; attributed to the differences in mean density found among zones. Contrastingly, Aller-Rojas et al., (2020) reported 6.11 t C ha^{-1} (%C=28.84%) at the kelp forest in PSJM (also 15°S, see Fig.1c), while Tala & Edding (2007) reported 10.15–12.25 t C ha^{-1} (%C=21.21% to 22.32%) at higher latitudes (Coquimbo, 30°S).

According to Smale et al. (2016), populations of *L. trabeculata* in Chile present the highest carbon capture documented among kelps (11.20 t C ha^{-1}), surpassing the capture of its congener *L. berteroana* (4.78 t C ha^{-1}), based on the Tala & Edding (2007) dataset. The carbon capture of this subtidal kelp in Chile is followed by that estimated for forests of *Laminaria longicruris* and *L. digitata* (10.42 t C ha^{-1}) in Canada (Mann 1972), *L. saccharina* and *L. digitata* (8.28 t C ha^{-1}) in Helgoland Island (Lüning 1969), *Ecklonia radiata* (8.20 t C ha^{-1}) in West Australia (Kirkman 1984) and *L. hyperborea* (6.82-8.00 t C ha^{-1}) in the United Kingdom (UK) and Norway (Sjøtun et al. 1998; Jupp & Drew 1974). However, despite the carbon capture estimated in this study for *L. trabeculata* in the RNSF is lower than in the abovementioned, it still surpasses estimates for several forests around the world. Examples include, forests of *M. pyrifera* (2.73 t C ha^{-1}) and *Saccharina latissima* (2.34 t C ha^{-1}) in the United States of America (USA) (Foster & Schiel 1985; Brady-Campbell et al 1984), *E. radiata* (2.08 t C ha^{-1}) in New Zealand (Salomon et al. 2008) and *L. saccharina* (1.62 t C ha^{-1}) in France (Gevaert et al. 2008).

Productivity estimates

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

The productivity rate of *L. trabeculata* in Chile has been estimated in 897 g C m^{-2} y^{-1}, only surpassed by its congener *L. berteroana* with 4182 g C m^{-2} y^{-1} due to its larger blades (Tala & Edding 2007). Nevertheless, these estimates were calculated for a population at higher latitudes (30°S), exhibiting higher densities (5±2 ind m^{-2}) but lower carbon content in blades (21.21–22.32%). While the productivity rate per-blade reported by Tala & Edding (2007) was used for our calculations, the lower population densities (0.75–1.10 ind m^{-2}) and higher carbon content in blades (28.84%) observed in the RNSF were also considered on the estimates. Then, the latter reverberated in the output: 185.74-272.42 g C m^{-2} y^{-1}, which is lower compared to the calculated for the species by other authors; 897 g C m^{-2} y^{-1} and 678 g C m^{-2} y^{-1} by Tala & Edding (2007) and Eger et al. (2023), respectively.

Kelp productivity, in general, has been documented around 500 g C m^{-2} y^{-1} (Wernberg et al. 2019; Pedersen et al. 2019). Estimates for other species have been also reported globally suggesting high variability depending on the species and/or locations; estimates of 1750 g C m^{-2} y^{-1} for *Laminaria* spp. in Canada, 400–820 g C m^{-2} for *M. pyrifera* y^{-1} in US (Mann 1973), and 478–638 g C m^{-2} y^{-1} for *L. hyperborea* in Norway (Pedersen et al. 2020) and in the UK (Pessarrodona et al. 2018) were higher compared to our study. On the other hand, our productivity estimates were higher than those of other forest-forming species in other regions, such as 120 g C m^{-2} y^{-1} for *L. saccharina* in the UK (Johnston et al.,1977), 107 g C m^{-2} y^{-1} for *L. pallida* in South Africa) (Newell et al. 1982) and 77 g C m^{-2} y^{-1} for *Ecklonia cava* in Japan (Hayashida 1997).

The productivity estimated for the range-edge population in our study was based on blade erosion and did not consider the contribution of natural dislodgement or fucoidan exudation, which is sometimes quantified (Krumhansl et al. 2012; De Bettignies et al. 2013; Buck-Wiese et al. 2023). Blade biomass and detritus have been considered as the main contributors to the overall ecosystem structure in forests of *L. trabeculata* and therefore resistance to disturbance (Ortiz 2008; 2010). On the other hand, several studies provide blue carbon estimates based on the carbon content reported in different locations and seasons, and even for other kelp species (Smale et al. 2016; Uribe et al. 2022). The comparison of estimates among studies and the analysis of spatiotemporal patterns from secondary sources are limited, leading sometimes to misinterpretations and overestimations. Krumhansl et al. (2012) presents *Lessonia* spp. as the most productive kelp, despite the values they calculated do not match with prior studies; and were estimated apparently combining the contribution of two *Lessonia* species. Nonetheless, considering the methods applied and the species under study, Pessarrodona et al. (2022) found that the productivity of seaweeds, including kelps, increases towards mid latitudes, which aligns with the values here reported and the pattern observed among populations in Peru and Chile.

Potential sequestration or long-term removal

Similarly, Eger et al. (2023) also recognised *Lessonia* as the forest-forming genus with the highest long-term removal potential. Said authors estimated a removal rate ranging on 15-302 g C m^{-2} y^{-1} but based on productivity estimates for populations of *Lessonia* spp. in northern Chile (Tala & Edding 2007) and using the carbon content reported for *L. trabeculata* in southern Peru (28.84%) (Aller-Rojas et al. 2020). Despite relatively low, the potential sequestration estimated for the population within the RNSF falls within the range reported by Eger et al. (2023) for the genus *Lessonia*. The latter could be attributed to the lower population densities, and therefore blades per unit of area (l_p) observed in the RNSF and considered for the calculations in this study.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

However, the authors calculated these values by pooling the productivity estimates for both *L. trabeculata* and *L. nigrescens*, and despite the latter is restricted to the intertidal it also presents higher productivities due to greater blade densities (l_p), contributing disproportionately to the output.

In another study, Bayley et al. (2021) estimated the carbon capture and sequestration rates for forests of *Lessonia* spp, using the carbon content values from Tala & Edding (2007) and the average population density observed in the Falkland Islands in the Atlantic (2008 to 2016). According to the authors, the carbon capture estimated for *L. trabeculata* in the subtidal ranges in 150–190 g C m^{-2}. In the same way, the capture of the local intertidal kelp, *L. flavicans* was estimated in 50 g C m^{-2} using the carbon content values for *L. nigrescens* (now *L. berteroana* and *L. spicata*), as its intertidal analogue from Chile. Nevertheless, it is worth noting that the distribution of these species is limited to the SE-Pacific (Villouta & Santellices 1986; Guillemin et al. 2016), and different *Lessonia* lineages have been identified dominating the Falkland Islands (see Martin 2011). Moreover, Bayley et al. (2021) estimated the potential sequestration of the whole forest, based on the productivity range (670–1300 g C m^{-2}) and mean value (985 g C m^{-2}) reported by Reed & Bezezinski (2009) for *M. pyrifera* and the proportion sequestered also estimated based on Krause-Jensen and Duarte (2016).

Future estimations of the potential sequestration of *L. trabeculata* should consider geographical and seasonal differences in terms of population parameters, productivity, and the carbon content within its biomass. This approach will provide more accurate and context- and region-specific accounting of kelp blue carbon and enhance our understanding of their contribution to other habitats (outwelling) and to the productivity of the HCLME. Furthermore, recent research suggests that the potential carbon sequestration decreases with warming due to accelerated tissue decomposition (Filbee-Dexter et al. 2022). This is relevant in the region, considering the widely recognised periodic impact of coastal El Niño on the population density of kelp species, which impacts blade-based productivity and long-term estimates for *Lessonia* spp. (Tala & Edding 2007).

Range-edge population – brief outlook of HCLME Lessonia subtidal forests

Lessonia emerges in the SE Pacific as the only genus of Laminariales in the southern hemisphere around 10-16 MYA (Bolton 2010; Martin 2011; Starko et al. 2019) and *L. trabeculata* has been dominating and structuring the shallow rocky subtidal in the region for at least 5 MYA (Martin & Zucarello 2012). The northern distribution limit of *Lessonia* spp. in the SE Pacific is shaped by ocean-climatic oscillations, which can result in a disappearance of entire populations as far south as 26°S, as occurred after the 1982–83 coastal El Niño event (Edding et al. 1994). Villouta & Santelices (1986) described *L. trabeculata* extending as far south as 42°S (Chile) and based on the abovementioned studies it is valid to consider that this subtidal kelp extends as far north as central Peru (14°S).

After the species description in 1986, however, few studies have reported wild populations of *L. trabeculata* along its northern limit of distribution in the SE Pacific. Towards the end of the 20th century, studies in Peru have documented wild populations of *L. trabeculata* in Independencia island (14°16'S) (Tarazona et al. 1988), and Mendieta Beach (14°2'S) (Gil-Kodaka et al. 2002). Later, during surveys conducted by IMARPE in 2006 (Vasquez et al. 2012) *L. trabeculata* was reported forming discrete patches in Santa Rosa island (14°19'S) and exhibiting similar thallus lengths (*L*=180 cm). Nevertheless, as highlighted by Villouta & Santellices (1986),

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

specimens collected before the species description can provide further insights into the species potential niche and geographic distribution.

Specimens initially identified as *L. nigrescens* by Howe (1914) collected in the Chincha islands (13°37'–13°39'S, Ica department) during 1907 were reported exhibiting traits not aligning to the description of Searles (1978), displaying characteristics more typical of *L. trabeculata* instead. In this context, the northern Chincha island (13°38'S) is recognized as the historical northern limit for the species. Observations of *L. trabeculata* structuring the subtidal benthic habitat of the northern Chincha island in 2015 and July 2023 support this affirmation (*pers comm* B. Moreno and D. Cuba, respectively; Figure S3). However, it should be noted that other misidentified *Lessonia* specimens could have been recorded even earlier. This is the case of the specimen photographed by Dawson et al. (1964) collected further north in Pucusana (12°48'S, Lima, Figure S4), or the specimen collected by Gaudichaud around 1844-6 near Callao (10°S, Lima) (Martin 2011). For this reason, other authors such as Venegas et al. (1993) have considered 12°S as the northern limit for this species.

Despite being located within the boundaries of a protected area, the range-edge population under study exhibited low standing biomass values. Considering the increasing anthropic stressors identified potentially shaping the population structure of this kelp in the RNSF, the periodic influence of coastal El Niño events, and the habitat suitability projected to decrease in this region during the coming decades (González-Aragón et al. 2023), this range-edge population should be treated as vulnerable. Notably, no further reports of the species were documented heading north from the study site, underscoring the likelihood of distribution retraction.

Blue carbon science and policy

Marine forests are characterised by low *in situ* retention of allochthonous carbon (Pessarrodona et al. 2023), and their acceptance as blue carbon ecosystems is still debated (Santos et al. 2021). In Peru, the efforts to mitigate climate change, reduce emissions, and remove carbon do not account for the contribution of marine forests yet (MINAM 2022). However, a different scenario unfolds in countries such as Japan, where the government has taken the initiative to fund research concerning these vital ecosystems and the value of their services (Eger et al. 2022; Tanaka et al. 2023). The first voluntary blue carbon credits of kelp restoration (by means of extraction of grazers) were recognised in 2022 by the Japanese Blue Economy Association (JBE 2022), enabling companies to offset their emissions through the protection of one of the many ecosystem services provided by marine forests.

SE Pacific kelp forests may play a key role in the production and accumulation of organic matter and further sedimentation in the continental shelf off southern Peru and northern Chile (Levin et al. 2001; Velazco et al. 2015). Recent studies in the Atacama Trench (Peru–Chile) highlight the contribution of algae to the bulk productivity in hadal environments (Flores et al. 2022), and previous surveys in the study site suggests the existence of relatively deep sinkholes (>100 m) within the boundaries of the RNSF (Velazco et al. 2017). Nevertheless, substantial uncertainty remains surrounding the HCLME forests due to an incomplete understanding of how environmental stressors in the region affect capture, productivity, and the enduring fate of carbon in the deep-sea (Vasquez et al. 2013).

The CO_2eq (4758 t CO_2) of the C captured as standing biomass (1300 t C) of the population within the RNSF represents a fifth of the total CO_2 emitted by the transports sector in Peru (25000

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

t CO_2). We estimated that annually ~130 t C derived from blades detritus might be swept away from the forest and sink under the ocean mixing layer to be buried in deep-sea sediments, where mineralisation rates and heterotrophic metabolism is minimal, favouring long-term retention (Atwood et al. 2020; Amano et al. 2022). However, since the sequestration rate or removal potential can be influenced by several factors, we calculated a sequestration ranging between 12.93–258.65 t C y^{-1} (detrital productivity DP=1–20%). Based on all the above we calculated that, in terms of social and environmental costs, the carbon captured and potentially removed by the standing stock within the RNSF represent around 855.8k USD and 85.7k USD yearly cost-efficiencies, respectively.

On the other hand, it is worth noting that the monetary values provided in this study do not reflect or intend to define a value for the ton of carbon in the context of crediting and offset schemes. Instead, these refer to the costs of compensations required to rectify the social and environmental harms caused by equivalent emissions. This carbon valuation approach, and therefore price (179.2 USD), was already adopted by Eger et al. (2023) to value the removal potential of different kelps, including *Lessonia*. Nevertheless, since in the case of *Lessonia* the values of both *L. trabeculata* and *L. nigrescens* were used for the calculations and as mentioned before, the low biomass found in this study reverberated in the carbon estimations, the monetary values in this study are lower than those reported by Eger et al (2023).

Regarding the valuation of carbon credits from initiatives around marine forests in South America, the efforts are limited to a few studies tracing the blue carbon pathways in different scales, which is critical to meet carbon offsets assurance requirements (Ross et al. 2023). Vasquez et al. (2013) estimated the price of the environmental regulation service provided by marine forests in northern Chile. They based their estimation on the price used by the Chicago Climate Exchange in the USA, which was 4.6 USD at that time. Similarly, Bayley et al. (2021) assessed the carbon captured and sequestered by kelp forests in the Falkland Islands. Said authors used non-traded high-series CO_2 equivalent values (£103.9 per ton of CO_2). In Peru, this study marks the first attempt to value blue carbon from marine forests, but recent studies have begun to highlight the potential of blue carbon trade schemes as alternative sources of income, aiming to address the economic gaps hindering the sustainable management of natural areas protected by the Peruvian state (Valles-Maravi et al. 2022; Torres & Tarazona 2023).

Research gaps and perspectives

From the current literature review it is evident that kelp ecosystems are overlooked when considered carbon sinks (Filbee-Dexter & Wernberg, 2020), even though their potential to sequester carbon has been proven (Krause-Jensen & Duarte, 2016; Erlania et al. 2023; Eger et al 2023). Notwithstanding the complexity around the verification of long-term storage of blue carbon derived from macroalgae (Hurd et al. 2022), forest-forming species modify the ecological system trajectory in the marine landscape, increasing its health in terms of efficiency and stability (Ortiz 2008; Campos et al. 2021b).

It is still difficult to project changes in suitable habitat for *L. trabeculata* at the local or regional level. Despite it has been demonstrated as more resistant than *M. pyrifera* to the effect of coastal El Niño events (Vega et al. 2005; Vasquez et al. 2007), mesocosm studies have shown that increasing temperatures will affect early life stages, and thus, recruitment (Gonzales et al. 2018). Furthermore, the forests within the HCLME may pose challenges in terms of management

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

when applying traditional regimes designed for single-species fisheries. This complexity could potentially result in phase shifts detrimental to both carbon sequestration and the associated value chains (Scheffer et al., 2001; Steneck et al., 2013). Such considerations gain significance given that disturbances have the potential to propel ecosystems towards irreversible changes (Uribe et al., 2015).

Since the 90s the cultivation of *L. trabeculata* is considered a potential solution to repopulate or restore overexploited areas in Chile (Edding et al. 1990). During the last two decades, relevant advances have been achieved around cultivation (Edding & Tala 2003; Murúa et al. 2013; Westermeier et al. 2006, 2016, 2017), expanding our understanding of the species life cycle and revealing new, cost-effective alternatives to enhance the resilience of wild stocks. Activities like substrate and sporophytes out-planting, species control, and induced coalescence of stands (sporophytes chimerization) show promising potential for protecting and restoring kelp forests, and even initiating afforestation programs (Hernández-Oyarzun, 2018; Herrera-Maquera, 2019; Campos et al., 2021b; Oyarzo-Miranda et al., 2023). These efforts are crucial within the context of disasters risk reduction and climate change mitigation and adaptation in the coastal zone (Alvarez et al., 2023; Eger et al., 2023).

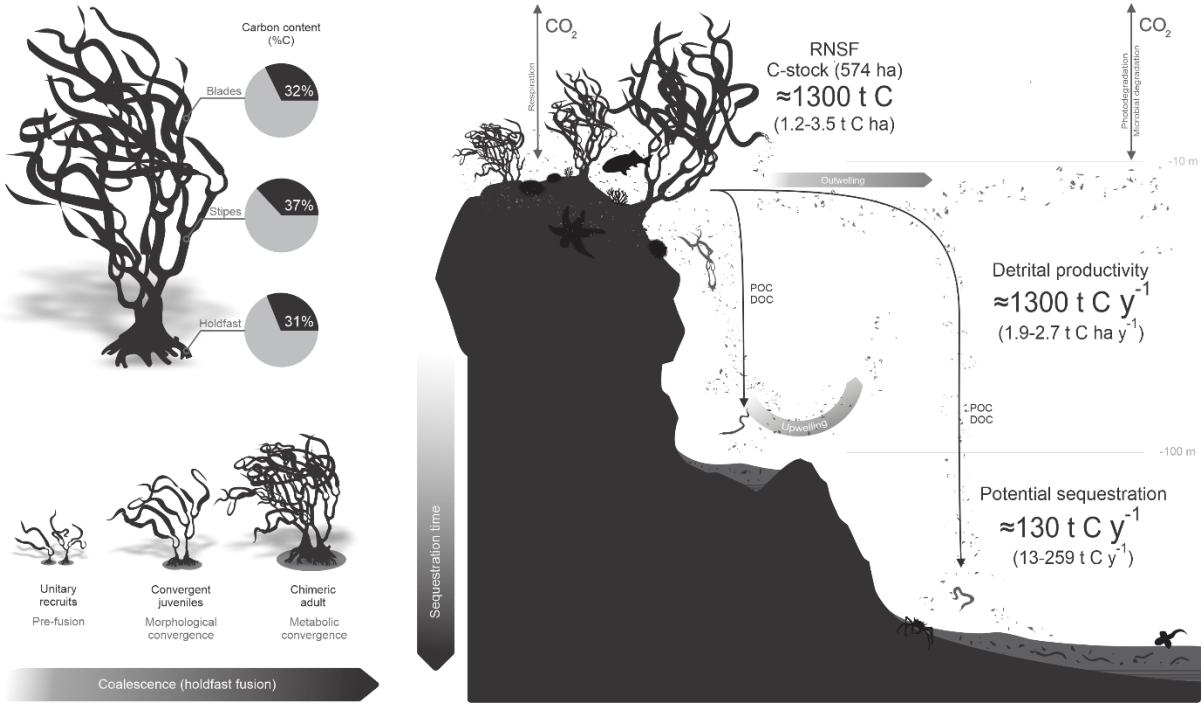


Figure 2 Summary of key observations from the population of *Lessonia trabeculata* at the southern edge of the Reserva Nacional San Fernando (RNSF). The carbon content (%C) at the organs level suggests a particular allocation pattern in this species: stipes>blades>holdfast; values for each organ are indicated in the thallus schematic at the top left. The diagram on the right illustrates how the stipitate kelp contributes to blue carbon sequestration in the marine

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

environment. In the RNSF, the standing stock captures a carbon amount similar to the amount annually released as detritus by blades erosion (detrital productivity, *DP*). Unconsumed detrital productivity is either exported to other habitats (outwelling) for consumption and remineralization in shallow areas, or removed for long-term storage (>100 years) as it sinks and is ultimately buried in deep sea sediments. Only the organic carbon avoiding resuspension (upwelling) is stored for the long-term (sequestered) in deeper habitats (>100 m); but it could also represent a subsidy for deep sea communities. The figure also depicts the coalescence phenomenon (bottom left), where two sporophytes merge at the holdfast level, resulting in a single chimeric individual.

Conclusion

Our study provides valuable insights into the distribution patterns and composition of a range-edge population of the stipitate kelp *Lessonia trabeculata* within a Peruvian protected area, with implications for blue carbon science and ecosystem management in the region. The studied population primarily consisted of juvenile sporophytes, exhibited relatively low densities, and low standing stock values compared to other conspecific populations. The maintenance of the observed distribution pattern indicates the persistence of factors shaping the spatial arrangement of this species within the study site. Moreover, potential signals of disturbance were identified, highlighting the need for monitoring and management efforts to safeguard these valuable habitats. We confirm the reliability of using holdfast area as a proxy for estimating biomass and propose incorporating the holdfast perimeter as an additional variable in future surveys.

Our research estimated that the population of *L. trabeculata* in the southern sector of the RNSF captured ~1300 t C as standing stock, and might contribute to the long-term removal of approximately ~130 t C yr^{-1} in the deep sea. However, since our estimates did not include thalli detachment and sink due to natural mortality nor the organics exudation by living thalli, the carbon removal potential of the whole forest might be actually higher. Still is unclear how much of the carbon derived from blades erosion and not buried for the long term (~90% of the productivity) might stay in the forest to be consumed locally by associated heterotrophs, and which fraction would be exported to other ecosystems (outwelled).

We recommend revising current methodologies for determining quotas of extraction, an issue that begins with the selection of the surveyor (scientific vs. artisanal diver) and ends with the determination of extraction sizes. Encouragement is given for conducting surveys with reduced ecological impact, leading to more conservative estimates, based on the methodology here applied. These efforts are beneficial for comparative and conservation purposes. Future research must prioritise productivity assessments, long-term removal, the phenomenon of coalescence, and the mitigation of regional threats to ensure the preservation and sustainable management of these biogenic habitats. This will enable the design of informed conservation and restoration programs, as well as blue carbon policies and trading schemes, to benefit the resilience of marine forests, guarantee the sustainability and the continuity of provision of ecosystem services, and safeguard the blue growth regionally in the Southeastern Pacific.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

References

1. Abukawa, K., Yamamuro, M., Kikvidze, Z., Asada, A., Xu, C., & Sugimoto, K. (2013). Assessing the biomass and distribution of submerged aquatic vegetation using multibeam echo sounding in Lake Towada, Japan. Limnology, 14, 39–42.
2. Aller-Rojas, O., Moreno, B., Aponte, H., & Zavala, J. (2020). Carbon storage estimation of Lessonia trabeculata kelp beds in Southern Peru: an analysis from the San Juan de Marcona region. Carbon Management, 11, 525–532.
3. Álvarez Rojas, C., Chica Jiménez, F., Devia Barros, A., Devia Zapata, I., Ochoa Osorio, M. C., & Trujillo Ortiz, L. (2023). Guía para la implementación de medidas de Reducción de Riesgo de Desastre basado en Ecosistemas. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá.
4. Amano, C., Zhao, Z., Sintes, E., Reinthaler, T., Stefanschitz, J., Kisadur, M., & Herndl, G. J. (2022). Limited carbon cycling due to high-pressure effects on the deep-sea microbiome. Nature Geoscience, 15, 1041–1047.
5. Aramayo, V., Romero, D., Quipúzcoa, L., Graco, M., Marquina, R., Solís, J., & Velazco, F. (2021). Respuestas del bentos marino frente a El Niño Costero 2017 en plataforma continental de Perú central (Callao, 12 S). Boletín del Instituto del Mar del Perú, 36, 476–509.
6. Araujo-Casares, F., & Faugeron, S. (2016). Higher reproductive success for chimeras than solitary individuals in the kelp Lessonia spicata but no benefit for individual genotypes. Evolutionary Ecology, 30, 953–972.
7. Attridge, C. M., Metaxas, A., & Denley, D. (2022). Wave exposure affects the persistence of kelp beds amidst outbreaks of the invasive bryozoan Membranipora membranacea. Marine Ecology Progress Series, 702, 39–56.
8. Atwood, T. B., Witt, A., Mayorga, J., Hammill, E., & Sala, E. (2020). Global patterns in marine sediment carbon stocks. Frontiers in Marine Science, 7, 165.
9. Avila-Peltroche, J., & Villena-Sarmiento, G. (2022). Analysis of Peruvian seaweed exports during the period 1995–2020 using trade data. Botanica Marina, 65, 209–220.
10. Baskett, M. L., Levin, S. A., Gaines, S. D., & Dushoff, J. (2005). Marine reserve design and the evolution of size at maturation in harvested fish. Ecological Applications, 15, 882–901.
11. Bayley, D., Brickle, P., Brewin, P., Golding, N., & Pelembe, T. (2021). Valuation of kelp forest ecosystem services in the Falkland Islands: A case study integrating blue carbon sequestration potential. One Ecosystem, 6, e62811.
12. Beckensteiner, J., Scheld, A. M., Fernández, M., & Kaplan, D. M. (2020). Drivers and trends in catch of benthic resources in Chilean TURFs and surrounding open access areas. Ocean & Coastal Management, 183, 104961.
13. Bolton, J. J. (2010). The biogeography of kelps (Laminariales, Phaeophyceae): a global analysis with new insights from recent advances in molecular phylogenetics. Helgoland Marine Research, 64, 263–279.
14. Bolton, J. J. (2016). What is aquatic botany?—And why algae are plants: The importance of non-taxonomic terms for groups of organisms. Aquatic Botany, 132, 1–4.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

15. Brady-Campbell, M. M., Campbell, D. B., & Harlin, M. M. (1984). Productivity of kelp (Laminaria spp.) near the southern limit in the northwestern Atlantic Ocean. Marine Ecology Progress Series, 18, 79–88.
16. Buck-Wiese, H., Andskog, M. A., Nguyen, N. P., Bligh, M., Asmala, E., Vidal-Melgosa, S., & Hehemann, J. H. (2023). Fucoid brown algae inject fucoidan carbon into the ocean. Proceedings of the National Academy of Sciences, 120, e2210561119.
17. 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, 13, e3958.
18. Cai, J., Lovatelli, A., Aguilar-Manjarrez, J., Cornish, L., Dabbadie, L., Desrochers, A., & Yuan, X. (2021). Seaweeds and microalgae: an overview for unlocking their potential in global aquaculture development. FAO Fisheries and Aquaculture Circular, 1229.
19. Campos, L., Berrios, F., Oses, R., González, J. E., & Bonnail, E. (2021). Unravelling Lessonia trabeculata management in coastal areas of the Atacama region of northern Chile through a DPSIR approach: Insights for sustainable plans. Marine Policy, 133, 104737.
20. Campos, L., Ortiz, M., & Rodríguez-Zaragoza, F. (2021). Evaluating the macroscopic system properties of kelp species planted on two artificial reefs: Implications for the restoration of perturbed subtidal areas. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 252, 107266.
21. Camus, P., & Ojeda, P. (1992). Scale-dependent variability of density estimates and morphometric relationships in subtidal stands of the kelp Lessonia trabeculata in northern and central Chile. Marine Ecology Progress Series, 90, 192–200.
22. Carbajal, P., Gamarra Salazar, A., Moore, P. J., & Pérez-Matus, A. (2022). Different kelp species support unique macroinvertebrate assemblages, suggesting the potential community-wide impacts of kelp harvesting along the Humboldt current system. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 32, 14–27.
23. Chen, Y. Y., Rubenstein, D. R., & Shen, S. F. (2022). Cooperation and lateral forces: moving beyond bottom-up and top-down drivers of animal population dynamics. Frontiers in Psychology, 13, 768773.
24. Chevallier, A., Stotz, W., Ramos, M., & Mendo, J. (2021). The Humboldt Current Large Marine Ecosystem (HCLME), a challenging scenario for modelers and their contribution for the manager. In M. Ortiz & F. Jordán (Eds.), Marine Coastal Ecosystems Modelling and Conservation: Latin American Experiences (pp. 27–51). Springer, Cham.
25. Comte, D., & Pardo, M. (1991). Reappraisal of great historical earthquakes in the northern Chile and southern Peru seismic gaps. Natural Hazards, 4, 23–44.
26. Contreras, L., Medina, M. H., Andrade, S., Oppliger, V., & Correa, J. A. (2007). Effects of copper on early developmental stages of Lessonia nigrescens Bory (Phaeophyceae). Environmental Pollution, 145, 75–83.
27. Contreras-Moreno, J. E., Solis, P. C., & Tostes, M. (2018). Stakeholders management in the collection and commercialization of brown macroalgae in the district of Marcona, Nazca, Peru. European Journal of Sustainable Development, 7, 435–444.
28. Cuba, D., Guardia-Luzon, K., Cevallos, B., Ramos-Larico, S., Neira, E., Pons, A., & Avila-Peltroche, J. (2022). Ecosystem services provided by kelp forests of the Humboldt Current system: A comprehensive review. Coasts, 2, 259–277.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

29. Darimont, C. T., Carlson, S. M., Kinnison, M. T., Paquet, P. C., Reimchen, T. E., & Wilmers, C. C. (2009). Human predators outpace other agents of trait change in the wild. Proceedings of the National Academy of Sciences, 106, 952–954.
30. Dawson, E. Y., Acleto, E., & Foldvik, N. (1964). The seaweeds of Peru. Nova Hedwigia Beiheft, 13, 1–111.
31. De Bettignies, T., Wernberg, T., Lavery, P. S., Vanderklift, M. A., & Mohring, M. B. (2013). Contrasting mechanisms of dislodgement and erosion contribute to production of kelp detritus. Limnology and Oceanography, 58, 1680–1688.
32. Des M, Martínez B, DeCastro M, Viejo RM, Sousa MC, Gómez-Gesteira M (2020) The impact of climate change on the geographical distribution of habitat-forming macroalgae in the Rías Baixas. Mar Environ Res 161:105074
33. Duarte CM, Gattuso JP, Hancke K, Gundersen H, Filbee-Dexter K, Pedersen MF, Krause-Jensen D (2022) Global estimates of the extent and production of macroalgal forests. Global Ecol Biogeogr 31:1422–1439
34. Edding M, Venegas M, Orrego P, Fonck E (1990) Culture and growth of Lessonia trabeculata (Phaeophyta, Laminariales) juvenile sporophytes in La Herradura de Guayacán Bay, northern Chile. Hydrobiologia 204:361–366
35. Edding ME, Fonck EA, Macchiavello JE (1994) Lessonia. In: Akatsuka I (ed) Biology of Economic Algae. SPB Academic Publishing, The Hague, pp 407–446
36. Edding ME, Fonck EA, Orrego P, Venegas M, Macchiavello J (1993) A comparison between two populations of Lessonia trabeculata (Phaeophyta: Laminariales) microscopic stages. Hydrobiologia 260:231–237
37. Edding ME, Tala FB (2003) Development of techniques for the cultivation of Lessonia trabeculata Villouta et Santelices (Phaeophyceae: Laminariales) in Chile. Aquacult Res 34:507–515
38. Eger AM, Marzinelli EM, Beas-Luna R, Blain CO, Blamey LK, Byrnes JE, Vergés A (2023) The value of ecosystem services in global marine kelp forests. Nature Commun 14:1894
39. Eger AM, Marzinelli EM, Christie H, Fagerli CW, Fujita D, Gonzalez AP, Vergés A (2022) Global kelp forest restoration: Past lessons, present status, and future directions. Biol Rev 97:1449–1475
40. El Peruano (2019) Plan Maestro de la Reserva Nacional San Fernando, periodo 2019-2024. Resolución de Presidencia N.° 239-2019-SERNANP. Available in https:// busqu edas. elper uano. pe/ dispo sitivo/ NL/ 18164 89-1. Accessed 12 Dec 2022
41. ENFEN (2012) Definición operacional de los eventos El Niño y La Niña y sus magnitudes en la costa del Perú. https:// www. dhn. mil. pe/ Archi vos/ Ocean ografia/ ENFEN/ nota_ tecni ca/ Defin icion% 20Ope racio nal% 20ENF EN_ 09abr 12. pdf
42. Ernande B, Dieckmann U, Heino M (2004) Adaptive changes in harvested populations: plasticity and evolution of age and size at maturation. Proc R Soc London B 271:415–423
43. Escudero L, Xu H, Atiquipa J, Velaochaga G (2020) Mapeo de la distribución de la macroalga Lessonia nigrescens usando imágenes de satélite SPOT-6 en la Región Moquegua. Bol Inst del Mar del Perú 35:257–270
44. Falkowski PG, Raven JA (2013) Aquatic photosynthesis. Princeton University Press
45. Ferduose F, Holdt SL, Smith R, Murúa P, Yang Z (2018) The global status of seaweed production, trade and utilization. Globefish Research Programme 124, FAO, Rome

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

46. Fernández E, Córdova C, Tarazona J (1999) Condiciones de la pradera submareal de Lessonia trabeculata en la isla Independencia durante "El Niño 1997–98." Rev Peruana Biología 6:047–059
47. Filbee-Dexter K (2020) Ocean forests hold unique solutions to our current environmental crisis. One Earth 2:398–401
48. Filbee-Dexter K, Wernberg T (2018) Rise of turfs: a new battlefront for globally declining kelp forests. Bioscience 68:64–76
49. Filbee-Dexter K, Wernberg T, Barreiro R, Coleman MA, de Bettignies T, Feehan CJ, Verbeek J (2022) Leveraging the blue economy to transform marine forest restoration. J Phycol 58:198–207
50. Filbee-Dexter K, Wernberg T, Fredriksen S, Norderhaug KM, Pedersen MF (2019) Arctic kelp forests: Diversity, resilience and future. Global Planetary Change 172:1–14
51. Fischell E, Stanton TK, Kukulya A, Lavery AC (2018) Monitoring of macroalgae (kelp) farms with autonomous underwater vehicle-based split-beam sonar. J Acoust Soc Amer 144:1806–1806
52. Flores E, Cantarero SI, Ruiz-Fernández P, Dildar N, Zabel M, Ulloa O, Sepúlveda J (2022) Bacterial and eukaryotic intact polar lipids point to in situ production as a key source of labile organic matter in hadal surface sediment of the Atacama Trench. Biogeosciences 19:1395–1420
53. Foster MS, Schiel DR (1985) The ecology of giant kelp forests in California: a community profile. Biological report 85, US Fish and wildlife service
54. Getirana A, Jung HC, Tseng KH (2018) Deriving three dimensional reservoir bathymetry from multi-satellite datasets. Rem Sens Environ 217:366–374
55. Gevaert F, Janquin MA, Davoult D (2008) Biometrics in Laminaria digitata: a useful tool to assess biomass, carbon and nitrogen contents. J Sea Res 60:215–219
56. Gil-Kodaka P, Mendo J, Fernandez E (2002) Diversidad de macroalgas del submareal en la Reserva Nacional de Paracas y notas sobre su uso potencial. In: Mendo J, Wolff M (eds) Memorias I Jornada Cientıfica: Bases ecológicas y socioeconómicas para el manejo de los recursos vivos de la Reserva Nacional de Paracas. Universidad Nacional Agraria Perú, pp 154–163
57. Gomez A, Aponte H, Gonzales S (2023) ¿Cómo proteger los humedales costeros peruanos? Una respuesta a partir de un modelo conceptual de sus impulsores de cambio. Bol Invest Mar Cost 52:125–142
58. González AV, Beltrán J, Flores V, Santelices B (2015) Morphological convergence in the inter-holdfast coalescence process among kelp and kelp-like seaweeds (Lessonia, Macrocystis, Durvillaea). Phycologia 54:283–291
59. González AV, Santelices B (2017) Frequency of chimerism in populations of the kelp Lessonia spicata in central Chile. PloS One 12.
60. Gonzalez CP, Edding M, Torres R, Manríquez PH (2018) Increased temperature but not pCO2 levels affect early developmental and reproductive traits of the economically important habitatforming kelp Lessonia trabeculata. Mar Poll Bull 135:694–703
61. Gonzalez-Aragon D, Rivadeneira M, Lara C, Torres F, Vasquez J, Broitman B (2023) A species distribution model of the giant kelp Macrocystis pyrifera: Worldwide changes and a focus on the southeast Pacific. Ecol Evol 14

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

62. Gouraguine A, Moore P, Burrows MT, Velasco E, Ariz L, Figueroa-Fábrega L, Pérez-Matus A (2021) The intensity of kelp harvesting shapes the population structure of the foundation species Lessonia trabeculata along the Chilean coastline. Mar Biol 168:1–9
63. Guillemin ML, Valero M, Tellier F, Macaya EC, Destombe C, Faugeron S (2016) Phylogeography of seaweeds in the South East Pacific: complex evolutionary processes along a latitudinal gradient. In: Hu Z-M, Fraser C (eds) Seaweed Phylogeography: adaptation and Evolution of Seaweeds under Environmental Change. Springer, Cham, pp 251–277
64. Hayashida, F. (1977). On age and growth of a brown alga Ecklonia cava Kjellman, forming aquatic forest. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries, 43, 1043–1051 (en japonés).
65. Hermosillo-Núñez, B. B. (2020). Contribution of echinoderms to keystone species complexes and macroscopic properties in kelp forest ecosystems (northern Chile). Hydrobiologia, 847, 739–756.
66. Hernández Oyarzún, J. E. (2018). Tolerancia a estrés térmico en plántulas con heterogeneidad genética (quiméricas) y unitarias en la macroalga parda Lessonia spicata (Phaeophyceae). Tesis, Universidad de Chile.
67. Herrera Maquera LS (2019) Rentabilidad en la producción de tres macroalgas Lessonia trabeculata, Lessonia nigrescens y Macrocystis pyrifera desde la fase de laboratorio hasta la fase de cosecha en Long Line en el Puerto de Ilo-2019. Ingeniero Pesquero Thesis, National University of Moquegua, Peru.
68. Howe MA (1914) The marine algae of Peru. Mem Torrey Bot Club 15:1–85.
69. Huovinen P, Ramírez J, Palacios M, Gómez I (2020) Satellite-derived mapping of kelp distribution and water optics in the glacier-impacted Yendegaia Fjord (Beagle Channel, Southern Chilean Patagonia). Sci Total Environ 703:135531.
70. Hurd CL, Law CS, Bach LT, Britton D, Hovenden M, Paine ER, Raven JA, Tamsitt V, Boyd PW (2022) Forensic carbon accounting: Assessing the role of seaweeds for carbon sequestration. J Phycol 58:347–363.
71. Hurtado AQ (2022) Genetic resources for farmed seaweeds – thematic background study. FAO, Rome.
72. IMARPE (2022) Estudio Biológico Poblacional de Lessonia trabeculata “PALO” en el Litoral de San Juan de Marcona - Nazca, Ica - 2022. Ica, Perú: attached to the Resolución Ministerial Nº 00205-2022-PRODUCE. Retrieved from: https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/3239083/R.M.%20N%C2%B0%20205-2022-PRODUCE.pdf. Accessed 9 Mar 2023.
73. INGEMMET (2021) Bathymetric dataset available on request in https://www.gob.pe/ingemmet. Accessed 12 Dec 2021.
74. Japan Blue Economy (2022) Methodology for quantifying carbon sequestration by kelp. Retrieved from https://www.blueeconomy.jp/credit/. Accessed 9 Mar 2023.
75. Jayathilake DR, Costello MJ (2021) Version 2 of the world map of laminarian kelp benefits from more Arctic data and makes it the largest marine biome. Biol Conservat 257:109099.
76. Johnston CS, Jones RG, Hunt RD (1977) A seasonal carbon budget for a laminarian population in a Scottish sea-loch. Helgol Wissensch Meeresunters 30:527–545.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

77. Jupp BP, Drew EA (1974) Studies on the growth of Laminaria hyperborea (Gunn.) Fosl. I. Biomass and productivity. J Exp Mar Biol Ecol15:185–196.
78. Kirkman H (1984) Standing stock and production of Ecklonia radiata (C. Ag.) J. Agardh. J Exp Mar Biol Ecol 76:119–130.
79. Kosek K, Kuklinski P (2023) Impact of kelp forest on seawater chemistry – A review. Mar Poll Bull 196:115655.
80. Krause-Jensen D, Duarte CM (2016) Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. Nature Geosci 9:737–742.
81. Kremer BP (1984) Carbohydrate reserve and dark carbon fixation in the brown macroalga Laminaria hyperborea. J Plant Physiol 117:233–242.
82. Krumhansl KA, Scheibling RE (2012) Production and fate of kelp detritus. Mar Ecol Prog Ser 467:281–302.
83. Leonardi PI, Vasquez JA (1999) Effects of copper pollution on the ultrastructure of Lessonia spp. Hydrobiologia 398:375–383.
84. Levin LA, Etter RJ, Rex MA, Gooday AJ, Smith CR, Pineda J, Pawson D (2001) Environmental influences on regional deep-sea species diversity. Annu Rev Ecol Systemat 32:51–93.
85. Lleelish J, Fernández E, Hooker Y (2001) Disturbancia del bosque submareal de Macrocystis pyrifera durante El Niño 1997–1998 en la Bahía de Pucusana. In: Alveal K, Antezana T (eds) Sustentabilidad de la biodiversidad. Un problema actual: bases científico técnicas, teorizaciones y proyecciones, Universidad de Concepción, Chile, pp 331–350.
86. Lucero S, Muñoz R, Monroy A, Quiroz M (2019) Crecimiento de Lessonia trabeculata Villouta & Santelices, 1986 En el litoral rocoso de Islay, Arequipa-2011. Inf Inst Mar Perú 46:34–44.
87. Lüning K (1969) Standing crop and leaf area index of the sublittoral Laminaria species near Helgoland. Mar Biol 3:282–286.
88. Mann KH (1972) Ecological energetics of the seaweed zone in a marine bay on the Atlantic coast of Canada. I. Zonation and biomass of seaweeds. Mar Biol 12:1–10.
89. Mann KH (1973) Seaweeds: Their productivity and strategy for growth: The role of large marine algae in coastal productivity is far more important than has been suspected. Science 182:975–981.
90. Marquez-Porras R, Vásquez JA (2020) El extractivismo de las algas pardas en el norte de Chile. Eur Rev Latin Amer Caribb Stud 110:101–121.
91. Martin P (2011) Phylogeny, phylogeography, and population connectivity of Lessonia (Phaeophyceae). Doctoral dissertation, Te Herenga Waka-Victoria University of Wellington, NZ.
92. Martin P, Zuccarello GC (2012) Molecular phylogeny and timing of radiation in Lessonia (Phaeophyceae, Laminariales). Phycol Res 60:276–287.
93. Martínez EA, Cárdenas L, Pinto R (2003) Recovery and genetic diversity of the intertidal kelp Lessonia nigrescens (Phaeophyceae) 20 years after El Nino 1982/831. J Phycol 39:504–508.
94. McKinley E, Aller-Rojas O, Hattam C, Germond-Duret C, San Martín IV, Hopkins CR, Aponte H, Potts T (2019) Charting the course for a blue economy in Peru: a research agenda. Environ Develop Sustainabil 21:2253–2275.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

95. MINAM (2022) El Perú y el cambio climático. Third national communication of Peru to the United Nations framework convention on climate change (UNFCCC).
96. Mora-Soto A, Palacios M, Macaya EC, Gómez I, Huovinen P, Pérez-Matus A, 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 Sens 12:694.
97. Moreno B, Cevallos B, Sánchez RG, Torrejón-Zegarra R, Aller-Rojas O (2021) A detailed underwater and on-board workflow for marine ecological research, using a subtidal kelp forest study. South Sustainability 2–e038.
98. Murúa P, Westermeier R, Patiño DJ, Müller DG (2013) Culture studies on early development of Lessonia trabeculata (Phaeophyceae, Laminariales): Seasonality and acclimation to light and temperature. Phycol Res 61:145–153.
99. Nardelli AE, Visch W, Wright JT, Hurd CL (2023) Concise review of genus Lessonia Bory. J Appl Phycol 35:1485–1498.
100. NOAA (2023) Database of temperature anomalies in region 1+2. Retrieved from: https://psl.noaa.gov/gcos_wgsp/Timeseries/Data/nino12.long.anom.data. Accessed 9 Mar 2023.
101. Newell RC, Field JG, Griffiths CL (1982) Energy-balance and significance of microorganisms in a kelp bed community. Mar Ecol Prog Ser 8:103–113.
102. OEFA (2014) Resolución directoral/ N° 087 -2014-0EFA/DFSAI expediente NQ 255-09-MAIE. Retrieved from: https://www.oefa.gob.pe/?wpfb_dl=9062. Accessed 9 Mar 2023.
103. OEFA (2019) OEFA ordenó a Shougang paralización inmediata del transporte y almacenamiento de minerales y concentrados para evitar afectación de la Bahía San Nicolás en Ica [Press release]. Retrieved from: https://www.oefa.gob.pe/oefa-ordeno-a-shougang-paralizacion-inmediata-del-transporte-y-almacenamiento-de-minerales-y-concentrados-para-evitar-afectacion-de-la-bahia-san-nicolas-en-ica/ocac37/. Accessed 9 Mar 2023.
104. Ortiz M (2020) Evaluacion del estado de la pesqueria del recurso algas pardas en la III Region de Atacama: Estimacion de desembarque/cosechas sustentables para el sector pesquero artesanal. Universidad de Antofagasta. Informe Final de proyecto FIC-ATACAMA BIP No 30486377-0. Available in https://goreatacama.gob.cl/wp-content/uploads/Universidad-de-Antofagasta-Evaluacion-del-estado-de-la-pesqueria-1.pdf. Accessed 12 Dec 2022.
105. Ortiz M (2010) Dynamic and spatial models of kelp forest of Macrocystis integrifolia and Lessonia trabeculata (SE Pacific) for assessment harvest scenarios: short-term responses. Aquat Conservat: Mar Freshw Ecosyst 20:494–506.
106. Ortiz M (2008) Mass balanced and dynamic simulations of trophic models of kelp ecosystems near the Mejillones Peninsula of northern Chile (SE Pacific): comparative network structure and assessment of harvest strategies. Ecol Modell 216:31–46.
107. Oyarzo-Miranda C, Otaíza R, Bellorín A, Vega JM, Tala F, Lagos NA, Contreras-Porcia L (2023) Seaweed restocking along the Chilean coast: History, present, and inspiring recommendations for sustainability. Front Mar Sci 9:2719.
108. Palanques A, Isla E, Masqué P, Puig P, Sánchez-Cabeza JA, Gili JM, Guillén J (2002) Downward particle fluxes and sediment accumulation rates in the western Bransfield

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Strait: Implications of lateral transport for carbon cycle studies in Antarctic marginal seas. J Mar Res 60:347–365.
109. Palkovacs EP, Moritsch MM, Contolini GM, Pelletier F (2018) Ecology of harvest-driven trait changes and implications for ecosystem management. Front Ecol Environ 16:20–28.
110. Pedersen MF, Filbee-Dexter K, Norderhaug KM, Fredriksen S, Frisk NL, Fagerli CW, Wernberg T (2020) Detrital carbon production and export in high latitude kelp forests. Oecologia 192:227–239.
111. Perreault MC, Borgeaud IA, Gaymer CF (2014) Impact of grazing by the sea urchin Tetrapygus niger on the kelp Lessonia trabeculata in Northern Chile. J Exp Mar Biol Ecol 453:22–27.
112. Pessarrodona A, Filbee-Dexter K, Alcoverro T, Boada J, Feehan CJ, Fredriksen S, Wernberg T (2021) Homogenization and miniaturization of habitat structure in temperate marine forests. Global Change Biol 27:5262–5275.
113. Pessarrodona A, Filbee-Dexter K, Krumhansl KA, Pedersen MF, Moore PJ, Wernberg T (2022) A global dataset of seaweed net primary productivity. Sci Data 9:484.
114. Pessarrodona A, Franco-Santos RM, Wright LS, Vanderklift MA, Howard J, Pidgeon E, Filbee-Dexter K (2023) Carbon sequestration and climate change mitigation using macroalgae: a state of knowledge review. Biol Rev 98:1945–1971.
115. Pessarrodona A, Moore PJ, Sayer MD, Smale DA (2018) Carbon assimilation and transfer through kelp forests in the NE Atlantic is diminished under a warmer ocean climate. Global Change Biol 24:4386–4398.
116. Reed DC, Brzezinski MA (2009) Kelp forests. In: Laffoley D, Grimsditch (eds) The management of natural coastal carbon sinks, IUCN, Gland, pp 31–38.
117. Rodríguez D, Oróstica MH, Vásquez JA (2014) Coalescence in wild organisms of the intertidal population of Lessonia berteroana in northern Chile: management and sustainability effects. J Appl Phycol 26:1115–1122.
118. Ross FW, Boyd PW, Filbee-Dexter K, Watanabe K, Ortega A, Krause-Jensen D, Macreadie PI (2023) Potential role of seaweeds in climate change mitigation. Sci Total Environ 885:163699.
119. Sagawa T, Yamashita Y, Okumura T, Yamanokuchi T (2019) Satellite derived bathymetry using machine learning and multi-temporal satellite images. Remote Sensing 11:1155.
120. Salomon AK, Shears NT, Langlois TJ, Babcock RC (2008) Cascading effects of fishing can alter carbon flow through a temperate coastal ecosystem. Ecol Appl 18:1874–1887.
121. Santos IR, Burdige DJ, Jennerjahn TC, Bouillon S, Cabral A, Serrano O, Tamborski JJ (2021) The renaissance of Odum's outwelling hypothesis in 'Blue Carbon' science. Estuar Coast Shelf Sci 255:107361.
122. Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, Folke C, Walker B (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413:591–596.
123. Schiel DR, Foster MS (2015) The Biology and Ecology of Giant Kelp Forests. University of California Press, Oakland.
124. Schimel AC, Brown CJ, Ierodiaconou D (2020) Automated filtering of multibeam water-column data to detect relative abundance of giant kelp (Macrocystis pyrifera). Remote Sensing 12:1371.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

125. Scrosati R (2005) Review of studies on biomass-density relationships (including self-thinning lines) in seaweeds: main contributions and persisting misconceptions. Phycol Res 53:224–233.
126. Searles RB (1978) The genus Lessonia Bory (Phaeophyta, Laminariales) in Southern Chile and Argentina. Br Phycol J 13:361–381.
127. Segovia NI, Vásquez JA, Faugeron S, Haye PA (2015) On the advantage of sharing a holdfast: effects of density and occurrence of kin aggregation in the kelp Lessonia berteroana. Mar Ecol 36:1107–1117.
128. Shao H, Minami K, Shirakawa H, Maeda T, Ohmura T, Fujikawa Y, Miyashita K (2017) Verification of echosounder measurements of thickness and spatial distribution of kelp forests. J Mar Sci Technol 25:345-351.
129. Sjøtun K, Fredriksen S, Rueness JAN (1998) Effect of canopy biomass and wave exposure on growth in Laminaria hyperborea (Laminariaceae: Phaeophyta). Eur J Phycol 33:337–343.
130. Smale DA (2020) Impacts of ocean warming on kelp forest ecosystems. New Phytol 225:1447–1454.
131. Smale DA, Burrows M, Evans AJ, King N, Sayer MD, Yunnie AL, Moore PJ (2016) Linking environmental variables with regional-scale variability in ecological structure and standing stock of carbon within UK kelp forests. Mar Ecol Prog Ser 542:79–95.
132. Smale DA, Wernberg T (2013) Extreme climatic event drives range contraction of a habitat-forming species. Proc R Soc B 280:20122829.
133. Starko S, Gomez MS, Darby H, Demes KW, Kawai H, Yotsukura N, Martone PT (2019) A comprehensive kelp phylogeny sheds light on the evolution of an ecosystem. Molec Phylogenet Evol 136:138–150.
134. Steneck RS, Leland A, McNaught DC, Vavrinec J (2013) Ecosystem flips, locks, and feedbacks: the lasting effects of fisheries on Maine's kelp forest ecosystem. Bull Mar Sci 89:31–55.
135. Stenius I, Folkesson J, Bhat S, Sprague CI, Ling L, Özkahraman Ö, Thomas JB (2022) A system for autonomous seaweed farm inspection with an underwater robot. Sensors 22:5064.
136. Tala F, Edding M (2007) First estimates of productivity in Lessonia trabeculata and Lessonia nigrescens (Phaeophyceae, Laminariales) from the southeast Pacific. Phycol Res 55:66–79.
137. Tala F, Edding M, Vásquez J (2004) Aspects of the reproductive phenology of Lessonia trabeculata (Laminariales: Phaeophyceae) from three populations in northern Chile. N Z J Mar Freshw Res 38:255–266.
138. Tanaka H, Huang MC, Watanabe A (2023) The environmental and economic potential of kelp as blue carbon: Case of Hakodate, Japan. In: Wu H-H, Liu W-Y, Huang MC (eds) Moving Toward Net-Zero Carbon Society: Challenges and Opportunities. Springer, Cham, pp 107–117.
139. Tarazona J, Paredes C, Romero L, Guzmán S (1988) La recolonización de las comunidades de Mitílidos en la costa central del Perú de El Niño 1982-83. In: Salzwedel H, Landa A (eds) Recursos y Dynamica del Ecosystema de Afloramiento Peruano. Instituto del Mar del Peru, pp 115–128.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

140. Tejada A, Baldarrago D, Villanueva J, Gamarra A (2019) Evaluación del recurso Lessonia trabeculata Villouta y Santelices, 1986 en la provincia de Ilo, Región Moquegua. Octubre 2015. Inf Inst Mar Peru 46:52–59.
141. Tejada A, Gamarra A, Flores D, Muñoz R, Argüelles J (2018) Protocolo para evaluación poblacional de Lessonia trabeculata mediante métodos directos. Inf Inst Mar Peru 45:194–201.
142. Thiel M, Castilla JC, Fernández M, Navarrete S (2007) The Humboldt current system of northern and central Chile. Oceanogr Mar Biol 45:195–345.
143. Torres N, Tarazona A (2023) Mercados de carbono: alcances y desafíos para afrontar el cambio climático. Revista Derecho Público Económico 3:831.
144. UNFCCC (2022) Common Metrics. Electronic file available at https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/methods-for-climate-change-transparency/common-metrics. Accessed 12 Dec 2022.
145. UNEP (2023) Into the blue: securing a sustainable future for kelp forests. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/42255
146. Uribe R (2015) Patrones de sucesión durante las primeras etapas de desarrollo de un sistema de bosques de macroalgas (Lessonia trabeculata) y un fondo blanqueado en el submareal del norte de Chile. Doctoral Thesis, University of Antofagasta.
147. Uribe R, Perea Á, Ortiz M (2022) Determining ecosystem properties and short-term dynamical simulations in Eisenia cokeri kelp forest (north-center of Peru): Implications for conservation and monitoring. Estuar Coast Shelf Sci 269:107813.
148. Valiente O, Mogollón E (2013) Contenido de ácido algínico, manitol y laminarano en algas pardas de importancia económica. Bol Invest Tecnol Prod Peru 11:91–98.
149. Valles-Maravi P, Cabrera-Dionicio C, Quispe-Alvay A (2022) Identificación de potenciales fuentes económicas para el humedal de los Pantanos de Villa. South Sustainability 3–e045.
150. Valqui J, Ibañez-Erquiaga B, Pacheco AS, Wilbur L, Ochoa D, Cardich J, Carré M (2021) Changes in rocky intertidal communities after the 2015 and 2017 El Niño events along the Peruvian coast. Estuar Coast Shelf Sci 250:107142.
151. Vásquez JA (1989) Estructura y organización de huirales de Lessonia trabeculata (Doctoral dissertation, Ph D Thesis, Universidad de Chile, p 261).
152. Vásquez JA, Castillo CR, Zavala J, Tejada A, Mamani J (2012) Programa de investigación de las algas pardas en el sur del Perú 2011–2015. Inf Inst Mar Perú vol. extraordinary, Sep 2012, pp 5–57.
153. Vasquez JA, Guerra N (1996) The use of seaweeds as bioindicators of natural and anthropogenic contaminants in northern Chile. Hydrobiologia 326:327–333.
154. Vásquez JA, Vega JA, Buschmann AH (2006) Long term variability in the structure of kelp communities in northern Chile and the 1997–98 ENSO. J Appl Phycol 18:509–519.
155. Vásquez JA, Vega JMA (2004) El Niño 1997–98 en el norte de Chile: efectos en la estructura y en la organización de comunidades submareales dominadas por algas pardas. In: Avaria S, Carrasco J, Rutllant J, Yáñez E (eds) El Niño-La Niña 1997–2000. Sus Efectos en Chile. CONA, Valparaiso, pp 119–135.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

156. Vásquez JA, Vega JMA, Matsuhiro B, Urzúa C (1999) The ecological effects of mining discharges on subtidal habitats dominated by macroalgae in northern Chile: population and community level studies. Hydrobiologia 398:217–229.
157. Vásquez JA, Zuñiga S, Tala F, Piaget N, Rodríguez DC, Vega JMA (2013) Economic valuation of kelp forests in northern Chile: values of goods and services of the ecosystem. J Appl Phycol 26:1081–1088.
158. Vega-Abad GA (2020) Cadena productiva de las Macroalgas pardas en el distrito de Marcona, provincia de Nasca, Región Ica. Ingenerio Pesquero Thesis, Universidad Nacional Agraria La Molina, Peru.
159. Vega JA, Buschman AH, Vasquez JA (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 1997–1998. Rev Chil Hist Nat 78:33–50.
160. Vega JM, Toledo PH (2018) The chemical composition of Lessonia berteroana (ex L. nigrescens) in kelp harvest management and open access areas near Coquimbo, Chile. Latin Amer J Aquat Res 46:258–267.
161. Velazco F, Solís Acosta J, Calderón I (2017) Morfología y sedimentos superficiales del fondo marino del área natural protegida de Punta San Juan. Marzo 2015. Inf Inst Mar Peru 44:198–212.
162. Velazco F, Solís Acosta J, Delgado C, Gomero Vásquez R (2015) Sedimentos superficiales y morfología de la plataforma y talud continental superior entre 3° 30'S y 15° 30'S, Perú. Inf Inst Mar Peru 42:526–537.
163. Venegas M, Matsuhiro B, Edding ME (1993) Alginate composition of Lessonia trabeculata (Phaeophyta: Laminariales) growing in exposed and sheltered habitats. Bot Mar 36:47–52.
164. Villegas MJ, Laudien J, Sielfeld W, Arntz WE (2008) Macrocystis integrifolia and Lessonia trabeculata (Laminariales; Phaeophyceae) kelp habitat structures and associated macrobenthic community off northern Chile. Helgo Mar Res 62:33–43.
165. Villouta E, Santelices B (1986) Lessonia trabeculata sp. nov. (Laminariales, Phaeophyta), a new kelp from Chile. Phycologia 25:81–86.
166. Walkley A, Black IA (1934) An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci 37:29–38.
167. Webb P, Somers NK, Thilsted SH (2023) Seaweed's contribution to food security in low- and middle-income countries: Benefits from production, processing and trade. Global Food Security 37:100686.
168. Wernberg T (2005) Holdfast aggregation in relation to morphology, age, attachment and drag for the kelp Ecklonia radiata. Aquat Bot 82:168–180.
169. Wernberg T, Krumhansl K, Filbee-Dexter K, Pedersen MF (2019) Status and trends for the world's kelp forests. In: Sheppard C (ed) World Seas: An Environmental Evaluation. Vol III. 2nd Edn. Academic Press, London, pp 57–78.
170. Wernberg T, Thomsen MS, Tuya F, Kendrick GA, Staehr PA, Toohey BD (2010) Decreasing resilience of kelp beds along a latitudinal temperature gradient: potential implications for a warmer future. Ecol Lett 13:685–694.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

171. Westermeier R, Murúa P, Patiño DJ, Müller DG (2017) Population biology and long-term mariculture studies in the brown alga Lessonia trabeculata in Atacama, Chile. J Appl Phycol 29:2267–2275.
172. Westermeier R, Murúa P, Patiño DJ, Muñoz L, Müller DG (2016) Holdfast fragmentation of Macrocystis pyrifera (integrifolia morph) and Lessonia berteroana in Atacama (Chile): a novel approach for kelp bed restoration. J Appl Phycol 28:2969–2977.
173. Westermeier R, Patiño D, Piel MI, Maier I, Mueller DG (2006) A new approach to kelp mariculture in Chile: production of free-floating sporophyte seedlings from gametophyte cultures of Lessonia trabeculata and Macrocystis pyrifera. Aquacult Res 37:164–171.
174. Wiktor JM Jr, Tatarek A, Kruss A, Singh RK, Wiktor JM, Søreide JE (2022) Comparison of macroalgae meadows in warm Atlantic versus cold Arctic regimes in the high-Arctic Svalbard. Front Mar Sci 9:1021675.
175. Wilkinson M, Foster R (2020) Collecting, identifying and preserving seaweeds. Heriot Watt University, Edinburgh.
176. Wilmers CC, Estes JA, Edwards M, Laidre KL, Konar B (2012) Do trophic cascades affect the storage and flux of atmospheric carbon? An analysis of sea otters and kelp forests. Front Ecol Environ 10:409–415.
177. Zavala J, Flores D, Donayre S, Zevallos J, Huamani S (2015) Population assessment of Lessonia trabeculata Villouta and Santelices, 1986 in San Juan de Marcona. Inf Inst Mar Perú 42:510–515.
178. Zhou X, Yang M, Liu Z, Li P, Xie B, Peng C (2021) Dynamic allometric relationships of Lessonia trabeculata in response to environmental changes.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Supplemental Materials

Table S1 Location of sampling stations and dates, depth, and diving configuration.

Date	Sampling station	Location		Diving configuration	Depth (m)
		Latitude	Longitude		
29/06/2021	Pared del Indio	15.150210	75.366450	Semi-autonomous	13.6
29/06/2021	Dormidero	15.145670	75.372180	Semi-autonomous	13.5
30/06/2021	La Aguada	15.153011	75.341885	Semi-autonomous	15.9
30/06/2021	Carro Caído	15.101490	75.393990	Semi-autonomous	9.9
30/06/2021	Campamento 1	15.140170	75.371410	Semi-autonomous	12.5
1/07/2021	Campamento 2	15.149482	75.354109	Semi-autonomous	17.0
1/07/2021	Dormidero El Indio	15.149482	75.354109	Semi-autonomous + SCUBA sidemount	9.6
1/07/2021	Punta Gallinazo	15.155862	-5.349888	Semi-autonomous	14.9

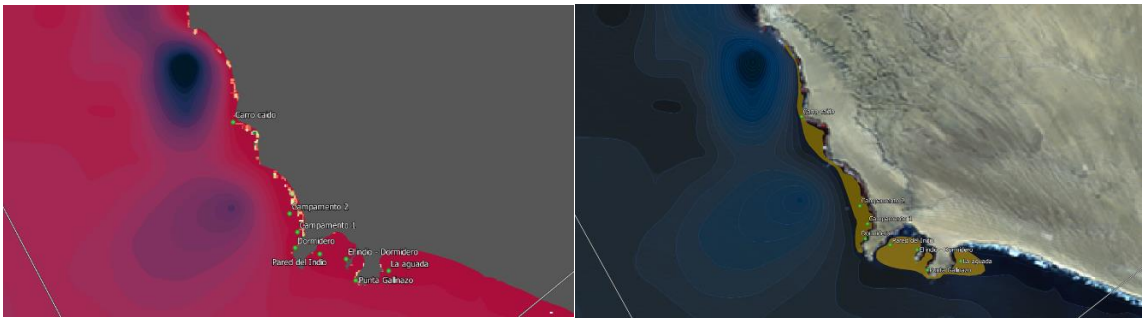


Figure S1 Normalised Difference Vegetation Index (NDVI, left) and vegetation index (right) compositions from Sentinel 2A, image from July 29, 2021. Source: https://eos.com/landviewer/com. Bathymetric profile in the RNSF provided by INGEMMET. Total habitable area estimated for *L. trabeculata* shaded in yellow.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

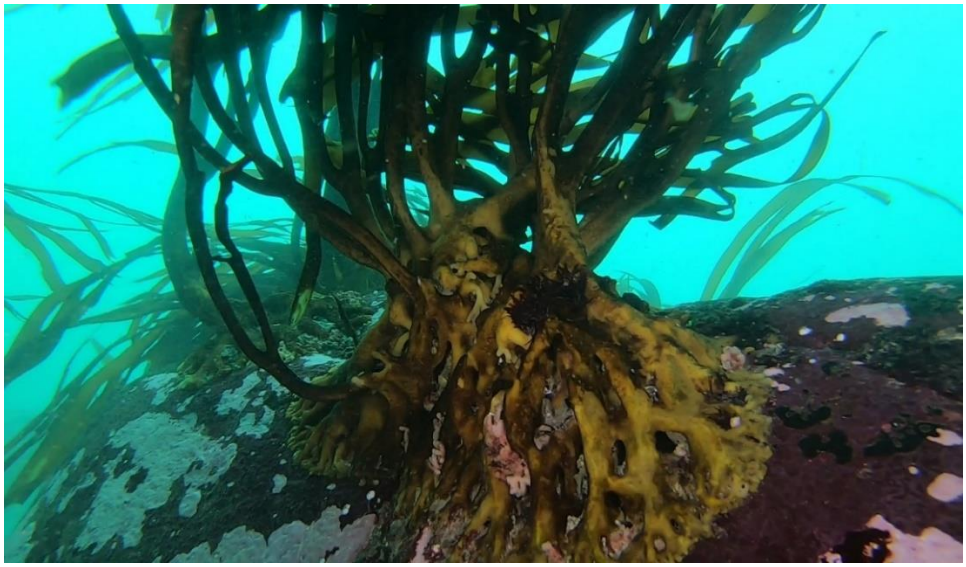
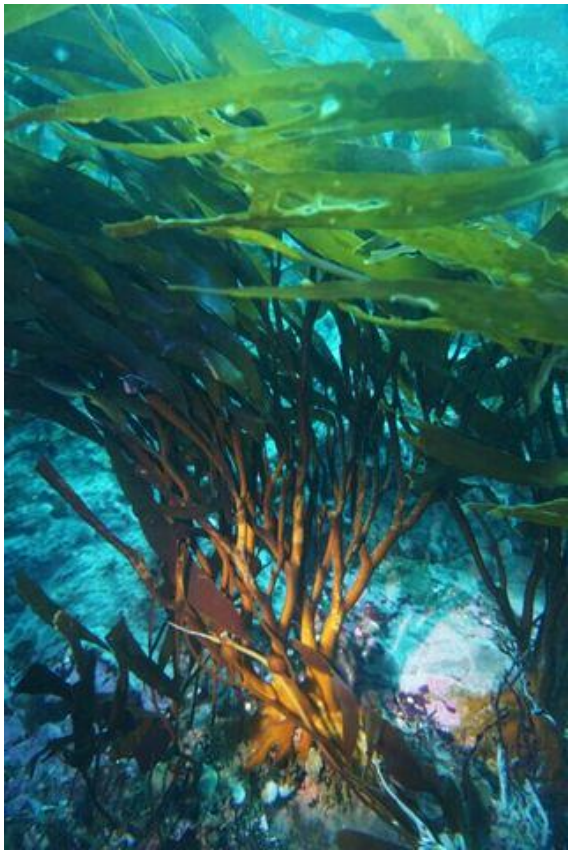


Figure S2 Adult chimeric sporophyte with massive coalescent holdfast collected in Pared del Indio, south zone. Photo by Bernabé Moreno.



Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Figure S3 Photograph of *L. trabeculata* inhabiting the subtidal of Chincha Islands (-13.6°S, Ica, Peru). Photo by Diego Cuba, July 2023.



Figure S4 Photograph of sporophyte of *Lessonia sp.* (presumably *L. trabeculata*) taken by E. Yale Dawson around 1964 in Pucusana (Lima, Peru).

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Version del articulo en español castellano

Captura de carbono por bosques de kelp en Perú: información de las estimaciones poblacionales de *Lessonia trabeculata* a 15°S

Bruno Cevallos[1,2*], Oscar Aller-Rojas[1], Héctor Aponte [1,2], Bernabé Moreno[1,2,3*]

[1] Carrera de Biología Marina, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú
[2] Coastal Ecosystems of Peru Research Group, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú
[3] Marine Ecology Department, Institute of Oceanology Polish Academy of Sciences, Sopot, Poland
*Corresponding authors: brunocevallosgil@hotmail.com; bmorenole@cientifica.edu.pe

Resumen

Los bosques marinos son proveedores clave de servicios ecosistémicos a nivel mundial, y tienen una relevancia creciente en el contexto de la adaptación y mitigación frente al cambio climático. A lo largo del Pacífico Suroriental, estos bosques sustentan redes troficas productivas e intrincadas, sirviendo de sustento para las comunidades costeras y subsidiario de los hábitats más profundos. El presente estudio tuvo como objetivo estimar la contribución de *Lessonia trabeculata* a las vías locales de carbono azul dentro del sector sur de la mayor zona costera protegida en el Perú, la Reserva Nacional San Fernando (RNSF). Integrando la detección remota, el buceo científico y el conocimiento tradicional de los buzos artesanales, realizamos una evaluación completa y estimaciones conservadoras del carbono capturado por estos bosques durante el invierno austral de 2021 utilizando los métodos de evaluación menos destructivos. Estimamos, conservativamente, ~1300 toneladas de C capturadas como stock por los bosques marinos en el sector sur de la RNSF. Dicha asimilación de carbono de biomasa liberaría anualmente ~1300 t C m^{-2} y^{-1} como detritos, de los cuales, una vez exportados, podrían potencialmente producir ~130 t C m^{-2} y^{-1} para ser secuestrados en sedimentos de mar profundo. Se calculó por primera vez la productividad en forma de detritos de una población de *L. trabeculata* en el Perú, junto con el costo social y medioambiental de las emisiones equivalentes a la cantidad de carbono captada y potencialmente removida por el stock en pie (855.8k USD y 85.7k USD, respectivamente). Además, presentamos una visión general del estado de conservación de la población de kelp en la reserva marina, junto con ecuaciones alométricas para estimar la biomasa basada en mediciones biométricas fácilmente realizables bajo el agua. Este estudio representa la continuación de un esfuerzo pionero hacia el conocimiento acerca del carbono azul en los bosques marinos del Perú. La metodología propuesta pr y el enfoque holístico contribuyen a avanzar en la comprensión y gestión de estos ecosistemas frente a los desafíos climáticos. Se discuten las implicancias para el campo de rápido crecimiento de la ciencia del carbono azul en el contexto socio-ecológico de la región.

Palabras clave Bosques marinos, carbono azul, corriente de Humboldt, sistema de surgencia, abastecimiento

Declaraciones

Financiación

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Los fondos de investigación fueron otorgados por KfW y gestionados conjuntamente por el Fondo Fiduciario Peruano para Parques Nacionales y Áreas Protegidas (PROFONANPE), el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP) y el Consorcio de Investigaciones Económicas y Sociales (CIES). El proyecto, dirigido por BM, se tituló "Determinación de la distribución, la biomasa e importancia ecológica del 'Aracanto palo' *Lessonia trabeculata* en el ámbito marino de la Reserva Nacional San Fernando" (Beca SERNANP 2020 A1 Equipo IMP-05). BC fue cofinanciado por la subvención de investigación interna Beca Cabieses 2021-2–Universidad Científica del Sur. El Ministerio de la Producción (PRODUCE) concedió el permiso de muestreo a BM a través del R.D. N°00166-2021-PRODUZE/DGPCHDI.

Intereses competitivos

Este trabajo es el producto del proyecto de tesis de BC para obtener el título profesional de Biólogo Marino.

Disponibilidad de datos y materiales

Los conjuntos de datos generados durante y/o analizados durante el estudio actual están a disposición del autor correspondiente a petición razonable.

Disponibilidad del código

No es aplicable.

Contribuciones de los autores

BC y BM fueron responsables de la adquisición de datos, el análisis, la revisión de la literatura y la escritura, con el apoyo de HA y OAR en las áreas de interpretación, revisión y edición. Todos los autores hicieron contribuciones significativas al diseño y concepción de este trabajo. Ilustraciones originales de BC.

Reconocimientos

Gracias a Petther 'Tiernito' Mogrovejo, Alex 'El Chino' Cáceres, Ruben Torrejón-Zegarra y Rodrigo Gómez-Sánchez por su apoyo en el mar, y a Diego Cuba por facilitar información actualizada sobre el límite de distribución de las especies. Dedicado a la obra y la memoria de Bernabé Santellices† (1945-2023).

Introducción

Las macroalgas conforman un grupo taxonómica y funcionalmente diverso de fotótrofos acuáticos primitivos formalmente agrupados en tres phyla: Chrolophyta (verde-), Rhodofyta (rojo-) y Ochrophyta (marrón-macroalga) (Wilkinson & Foster 2020). Los kelps se clasifican dentro del grupo polifilético de macroalgas pardas que comúnmente incluyen las órdenes Laminariales y Fucales, pero también Desmarestiales, Chordales y Tilopteridales, y son capaces de agregarse densamente formando bosques marinos altamente productivos (Bolton 2016; Starko et al. 2019). Por ejemplo, se ha estimado que los grandes y estructuralmente complejos kelps laminariales están presentes en más del 36% de las costas del mundo, constituyendo así el bioma marino costero más extenso (Jayathilake & Costello 2021). Los kelps desempeñan un papel fundamental en la mejora de la biodiversidad, apoyando la pesca costera, contribuyendo a los ciclos biogeoquímicos mundiales capturando cantidades sustanciales de carbono mediante la fotosíntesis por clorooxígeno (Duarte et al. 2022), y proporcionando diversos servicios ecosistémicos (Eger et al. 2023). En consecuencia, la protección y la restauración de los bosques marinos son cada vez más reconocidas como soluciones basadas en la naturaleza (SbN) para la mitigación y la adaptación frente al cambio climático (Filbee-Dexter 2020; Eger et al. 2022), y el discurso en torno a la ciencia, la política y la economía del carbono azul de las macroalgas pardas

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

ha ganado apoyo cada vez mayor durante la última década (Santos et al. 2021; Pessarrodona et al. 2022, 2023).

Sin embargo, los kelps son sensibles a las perturbaciones ambientales asociadas con el cambio climático, como el cambio progresivo de la química del agua o el pulso (ondas de calor marinas) y el calentamiento sostenido del océano, y a las actividades humanas, como la presión extractiva, la contaminación marina y las especies introducidas (Smale & Wernberg 2013; Dayton 2016; Smale 2020). En consecuencia, en muchas regiones a nivel mundial, se ha documentado o proyectado cambios en la distribución biogeográfica de diferentes especies de kelp (tanto la expansión como la contracción de algunas poblaciones) (Filbee-Dexter & Wernberg 2018; Wernberg et al. 2019; Des et al. 2020; Pessarrodona et al. 2021). En el Pacífico sudoriental, por ejemplo, se espera que la pérdida de hábitat de los kelp temperados sea aún más pronunciada en latitudes más bajas hacia el final del siglo (González-Aragón et al. 2023), lo que amenaza la conectividad entre los bosques que han sostenido las comunidades costeras durante milenios (Cuba et al. 2022).

El Gran Ecosistema Marino de la Corriente de Humboldt (GEMCH; 5°S– 42°S, sureste del Pacífico) es el sistema de surgencia de borde oriental (EBUS) más productivo del mundo (Thiel et al. 2007; Chevallier et al. 2021). Aquí, tres géneros del orden Laminariales pueden ser encontrados estructurando bosques marinos (conocidos en la región como “huirales”; Vasquez 1989): *Lessonia, Eisenia* y *Macrocystis*. Estos géneros formadores de bosques proporcionan hábitats para una plétora de especies marinas, muchas de las cuales son recursos biológicos, sirviendo como activo subyacente para diferentes cadenas de valor en Perú y Chile (Vásquez 1989; Carbajal et al. 2022). Aunque la acuicultura representa el 97% de la producción mundial de algas marinas, en el SE del Pacífico, la producción depende principalmente de la cosecha silvestre (Ferduose et al. 2018). Hasta 2019, *Lessonia* spp. representaba la mitad del volumen total de macroalgas cosechadas y cultivadas en las Américas (487 kt) (Cai et al. 2021), posicionando a *Lessonia* spp., como el kelp más cosechado a nivel mundial (41.9%; UNEP 2023).

La zona costera del GEMCH es notablemente enérgica, caracterizada por vientos fuertes y frecuente actividad sísmica (Comte & Pardo 1991). Una fuerte hidrodinámica conduce naturalmente al desalojo de la biomasa de los kelps, facilitando la cosecha pasiva (en la playa) (Nardelli et al., 2023). Sin embargo, cuando la demanda de biomasa de kelp no se satisface únicamente mediante la recolección pasiva, los gobiernos peruano y chileno establecen independientemente cuotas de cosecha activa, ejerciendo así una importante presión extractiva sobre los bosques marinos de la región (Campos et al., 2021). En ambos países, la cosecha silvestre del kelp es una actividad neo-extractiva, caracterizada por la exportación de grandes volúmenes de materia prima a mercados extranjeros, a precios relativamente bajos (Marquez-Porras & Vasquez, 2020). Sin embargo, a lo largo de la costa del GEMCH, la extracción de *Lessonia* spp. en Chile es dos magnitudes más alta (245 269 t) que en Perú (2 043 t) (UNEP, 2023). Este contraste se puede atribuir a diversos factores, como la clara diferencia en la extensión de costa habitable, los regímenes de gestión y legislación y las condiciones oceanográficas (Guillemin et al., 2016).

La incursión intermitente de aguas cálidas provenientes del Pacífico ecuatorial en la costa representa un importante estresor para el GEMCH, especialmente hacia las latitudes bajas (Thiel et al. 2007). Durante el final del siglo XXI, diferentes estudios han documentado el impacto de los eventos de El Niño Costero (ICEN>0.4, Índice Costero el Niño; ENFEN 2012) en los bosques

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

marinos del GEMCH (por ejemplo, Tarazona et al. 1988; Fernández et al. 1999; Lleelish et al. 2001 en Perú; Martínez et al. 2003; Vasquez y Vega et al. 2004; Vega et al. 2005; Villegas et al. 2008 en el norte de Chile). La mortalidad masiva y consecuente abundancia de kelp varado son resultados comunes de estos eventos de calentamiento, y su efecto se puede percibir en el aumento de las exportaciones peruanas de algas pardas en los años de El Niño durante las últimas décadas (Tejada et al. 2019; Avila-Peltroche & Villena-Sarmiento 2022). Sin embargo, limitada investigación se ha llevado a cabo particularmente en el Perú, con la mayoría de los estudios centrados en ecosistemas intermareales o en hábitats más profundos dentro de la plataforma continental (Levin et al. 2001; Valqui et al. 2019; Aramayo et al. 2021).

En el sur-centro del Perú, en particular en el Departamento de Ica (14°S), la recolección pasiva de biomasa de kelp de la playa es relevante para diversos *stakeholders*, incluidos agentes gubernamentales, la sociedad civil y el sector privado (Contreras et al. 2018). No obstante, además de la cosecha activa de biomasa de kelp, los bosques de *Lessonia* spp. mantienen varias cadenas de valor para la pesca artesanal y los pequeños productores, representando una fuente directa de valiosos recursos biológicos marinos, incluidos peces, moluscos, crustáceos y equinodermos (supp. mat. Aller-Rojas et al. 2020). En el Perú, si bien las zonas marinas costeras protegidas no están exentas de explotación (se autoriza la pesca artesanal), la recolección de biomasa de kelp dentro de los límites de los sitios protegidos sólo se permite mediante recolección pasiva (IMARPE 2022). Hasta 2015, la cosecha pasiva dentro de la Reserva Nacional San Fernando (RNSF) producía 3.000 toneladas de peso seco (DW), representando el 10% de la producción de algas marinas en el Perú, y generando USD 500 k anualmente a ~1200 familias locales (Vega-Abad et al. 2020).

Ha transcurrido casi una década desde la última evaluación realizada a los bosques de *Lessonia trabeculata* en la RNSF (Zavala et al. 2015) y la necesidad de una línea base actualizada para el stock de biomasa de kelp se destaca en el plan maestro vigente de la RNSF (2019-2024) (El Peruano 2019). Considerado una prioridad para las autoridades peruanas y siguiendo los resultados de los esfuerzos independientes de instituciones académicas (Aller-Rojas et al., 2020), este estudio tuvo como objetivo evaluar la biomasa de kelp y proporcionar estimaciones conservadoras del carbono capturado por los bosques marinos en el sector sur de la RNSF. Además, evaluamos el estado de la población de *L. trabeculata* para identificar las mejores variables predictivas y ecuaciones alométricas para la biomasa para promover evaluaciones poblacionales menos destructivas. En última instancia, nos propusimos valorar el carbono capturado como stock de biomasa y la cantidad de carbono potencialmente removido en el largo plazo por este bosque estipitado en la RNSF. Se discuten las consecuencias para la gestión de los bosques marinos de *Lessonia* en el GEMCH y para el "crecimiento azul" en la región.

Con respecto a las distintas etapas de las vías de carbono mencionadas en este manuscrito, hemos adoptado las definiciones sintetizadas en Pessadorrona et al (2023), donde "fijación del carbono" se refiere a la reducción del CO_2 mediante la fotosíntesis, "asimilación o captura del carbón" es la incorporación del C fijado en biomasa, "almacenamiento del carbono" la masa del C orgánico almacenado en un reservorio (por ejemplo, tejidos vivos, sedimentos), "entierro del carbono" hace referencia a la incorporación de C en los sedimentos durante un período indeterminado de tiempo), mientras que "secuestro del carbono" se define como la tasa de remoción del CO_2 atmosférico en los sedimentos durante cientos de años o más (UNFCCC, 2022).

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Materiales y métodos

Para evaluar el estado de la población de kelp y evaluar la contribución del bosque marino a las rutas de carbono azul local dentro la RNSF, llevamos a cabo un análisis detallado de las especies que forman bosques desde una perspectiva de ecología poblacional. Al definir los parámetros esenciales para los cálculos de stock de carbono, como la densidad de población, la extensión de su hábitat y el contenido de carbono en la biomasa, cuantificamos el carbono capturado por el stock de biomasa. Luego, utilizando los mismos parámetros y el apoyo de modelos de la literatura, calculamos el C liberado como detritos de las laminas de kelp y estimamos la fracción a ser removida del submareal somero para ser almacenado a largo plazo (secuestrado) en el mar profundo.

Sitio de estudio y condiciones ambientales

Establecida en 2011, la RNSF es la mayor zona costera marítima protegida por el Estado peruano. Situada en el sur del Pacífico, en el desierto costero de la provincia de Nasca (Ica, Perú), la geomorfología local se caracteriza por dunas de arena, acantilados y laderas rocosas, expuestas a la erosión por corrientes de la marea y vientos fuertes (tormentas de polvo, "vientos paracas"). Esta región experimenta bajas precipitaciones durante todo el año, por lo que el paisaje es principalmente árido, con escasa vegetación terrestre a lo largo de la costa, además de la biomasa de algas varadas. La zona marina de la reserva se extiende 9 km fuera de costa y a lo largo de 50 km de la línea costera. La zona de estudio se compone principalmente de fondos duros sublitorales que sirven de substrato para tres especies de kelp: *Lessonia trabeculata* (submareal), *L. berteroana* (intermareal) y *Macrocystis pyrifera* (both).

El muestreo se realizó en el invierno austral de 2021 (del 29 de junio al 1 de julio) (ver Moreno et al. 2021, materiales suplementarios). El clima oceanográfico era gobernado por condiciones neutras en la región de El Niño 1+2 (ICEN= –0.25). En cada estación de muestreo se desplegó un CTD portátil CastAway, siendo la temperatura promedio del agua del mar de 14.15±0.16°C y la salinidad alrededor de 34.85±0.03 psu (promedios con error estándar). El equipo de buceo consistía en un buzo artesanal y uno científico, ambos asistidos por un *tender* en la superficie. Los buceos se realizaron utilizando, principalmente, el modo de buceo suministrado por superficie y, en algunos casos, buceo en configuración de montaje lateral. Más detalles del flujo de trabajo de muestreo se describen en Moreno et al (2021).

Se examinó la zona submareal superficial (de 9.6 a 17 m de profundidad) en ocho puntos de muestreo dentro del sector sur de la RNSF (Fig. 1). La nomenclatura sigue los nombres comunes utilizados por la comunidad pesquera local (COPMAR, "Comunidad Pesquera Artesanal de Marcona") para facilitar la normalización, el control de la replicabilidad y permitir la trazabilidad en los futuros esfuerzos de monitoreo. Las estaciones fueron divididas en zona norte y sur, cuatro estaciones cada una, y fueron seleccionadas sobre la base de datos empíricos de distribución de hábitat (informes previos, y conocimientos tradicionales de buzos artesanales locales), imágenes de satélite, datos de batimetría monohaz y, en última instancia, a través de verificación en terreno respaldada por observaciones subacuaticas directas. La visibilidad era limitada (<5 m) en estaciones de recolección de muestras hacia el sur, las cuales estaban particularmente más expuestas a las aguas abiertas.

En general, fondos duros y sustratos surtidos moldearon el paisaje submareal bentonico; sin embargo, se observaron algunas diferencias entre zonas. Arena gruesa, canto rodado y

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

bloques de piedra eran elementos predominantes de la texturales del fondo en las estaciones de la zona norte, mientras que conchuelas (fragmentos de concha marina) y cantos de mayor grosor fueron mayormente observados en estaciones en la zona sur. En el sector sur de la RNSF (Fig.1C), *L. trabeculata* es la especie dominante que forma bosques, presentando mayores tamaños de disco, densidades más altas y mayor biomasa de pie en comparación con los sitios adyacentes más al sur fuera de la RNSF, como se documentó en 2010 (Zavala et al. 2015).

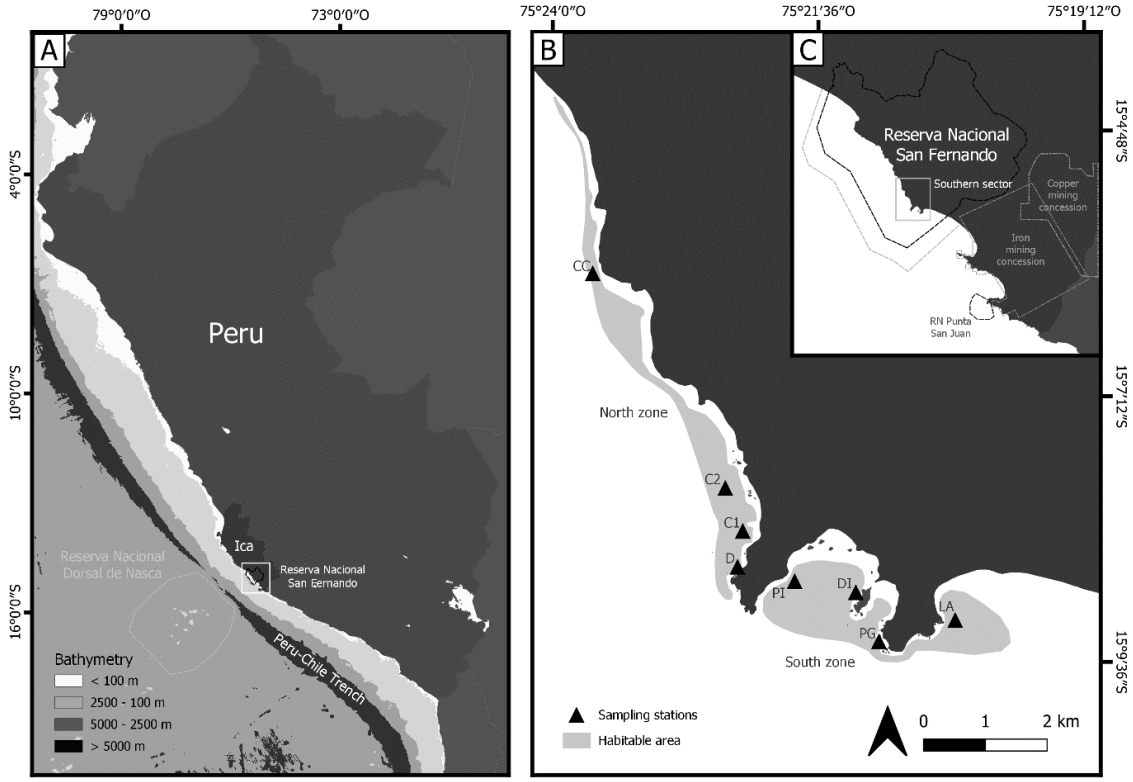


Figura 1. Ubicación del estudio en el sur del Perú. A) Rangos batimétricos en la plataforma continental peruana mostrando al departamento de Ica, donde se llevó a cabo el presente estudio. B) Sitios de muestreo dentro del sector sur de la "Reserva Nacional San Fernando (RNSF)". C) Lugares de muestreo nombrados de norte a sur, zona norte: Carro Caído (CC), Campamento 2 & 1 (C2, C1), y Dormidero (D); y zona sur: Pared del Indio (PI), Dormido-El Indo (DI), Punta Gallinazo (PG), La Aguada (LA). Sombreada en gris, la zona habitable (es decir, suelo duro <30m) para la zona norte (269,75 ha) y sur (304.25 ha).

Estimación de la superficie habitable

La zona habitable de *L. trabeculata* se determinó sobre la base de su rango batimétrico, observaciones sobre el terreno y el uso de imágenes de satélite Sentinel-2A en combinación con herramientas de SIG (QGIS 3.16.2). El set de datos de batimetría se obtuvo del censo geológico peruano (INGEMMET 2021; pers com. José Herréra), pero dado que incongruencias derivadas de la resolución de los datos fueron observadas una vez en campo, la verificación del terreno fue clave en la delimitación de las transiciones submareal-intermareal. Aunque la especie ha sido registrada en capas más profundas, la isobata de 30 m se utilizó para delimitar el límite del

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

bosque de kelp y evitar sobreestimaciones. Por otra parte, el borde inferior del interior fue delimitado utilizando imágenes multiespectrales con una resolución espacial de 50 m y baja cobertura de nubes (<10%) teniendo en cuenta composiciones de color natural (RGB), índice de vegetación relativo (RVI) e índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI). Todas las composiciones multispectrales se obtuvieron del 29 de junio de 2021.

Dadas las altas concentraciones de materia particulada típicamente observadas en las aguas costeras de la corriente de Humboldt, los sensores multispectrales en órbita se limitan a las zonas expuestas para la detección de biofirmas de macroalgas (Escudero et al. 2020). A pesar de que *L. trabeculata* es un alga estrictamente submareal y no puede ser detectada desde la órbita (no hay canopia flotante), las imágenes de satélite permitieron la detección de otras algas del submareal superior (por ejemplo, *L. berteroana, Corallina sp.*), y verdaderas especies formadoras de canopia (*Macrocystis pyrifera*), y en general, de biomasa estancada en la zona supralitotal. De este modo se consiguió la discriminación del submareal oculto y delimitación de la transición intermareal-submareal excluyendo áreas con superficies expuestas a lo largo de la línea costera, mostrando firmas espectrales de algas intermareales y substrato duro (Fig. S1).

Protocolo de muestreo

En cada sitio de muestreo, se realizaron medias de densidad y medias biométricas de esporófitos de kelp en transectos de cinturón de 40 m2 (20x2 m), como propusieron Zavala et al (2015) y Tejada et al. (2018). La línea del transecto estaba marcada con nudos a intervalos de 2 m. Se desplegó una circunferencia desmontable y de flotabilidad negativa de 2 m2 en cinco puntos aleatorios a lo largo del transecto para el conteo (densidad) y la medición (morfometría) de las plantas. La densidad se determinó contando los esporófitos dentro de la circunferencia, mientras que la morfometría in situ incluyó los diámetros máximos (D), mínimos (d) y el perímetro (P) del disco. Las anotaciones se hicieron usando una placa de acrílico sumergible y un lápiz. En C1 “Campamento 1” se utilizó un video-transecto para determinar la densidad utilizando un método alternativo (Attridge et al. 2022) y sirvió como comparación entre metodologías. Se recogieron 31 esporófitos (16 y 15 para las zonas norte y sur, respectivamente) para realizar mediciones más detalladas de las variables merísticas y morfométricas a bordo, y el número de muestras obtenidas por zona se consideró adecuado dado que la curva de rendimiento para el diámetro del disco se estabilizó alrededor del plano 10.

Biometría a bordo y predictores de biomasa

Las mediciones biométricas de esporófitos recolectados (Vasquez et al. 1989) descrita se registraron en superficie a bordo de un barco artesanal de 8,2 m de longitud. Los diámetros máximo (D) y mínimo (d) del disco fueron utilizados para estimar el área del disco (A) siguiendo la geometría de una elipse ($A = D.\ d/4.\ \pi$) (Aller-Rojas et al. 2020). También se registraron el perímetro (P) y la elevación (e), el número de estípites por talo (s), la longitud media de la lámina (b), y la presencia de sori (f) (tejido reproductivo que contiene zoosporas, sólo cualitativo) para cada esporofito. Las edades se determinaron basándose en el diámetro máximo del disco de fijación, de acuerdo con Lucero et al (2019). Los individuos coalescentes fueron identificados basándose en la presencia de la cicatriz típica en la zona de contacto entre discos fusionados. Se calculó una curva de rendimiento utilizando la biomasa húmeda de cada esporófito recogido para verificar que el esfuerzo de muestreo sea adecuado.

Para predecir la biomasa de kelp en base a morfometría, se calcularon modelos de regresión en el software CurveExpert Pro v.2.7, evitando polinomios (Zhou et al. 2021). Los

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

modelos más adecuados fueron seleccionados como aquellos con el criterio de información Akaike (AIC) más bajo y mayor coeficiente de determinación (R^2).

Comparaciones entre zonas

El área habitable estaba dividida en dos zonas, norte y sur (Fig.1C). Se utilizaron indicadores biométricos a nivel del talo (longitud L y anchura W), órganos (D) y la densidad poblacional (p) para determinar las diferencias entre zonas. Después de descartar la normalidad de la distribución de los datos con el test Shapiro-Wilk, diferencias entre zonas del área habitable de *L. trabeculata* fueron descartadas con el examen Kruskal-Wallis. Además, basándose en Zavala et al (2015) los esporófitos fueron clasificados como juveniles o adultos en función del tamaño de su disco de fijacion. Los individuos con diámetros de disco inferiores a 20 cm se consideraron juveniles (D<20 cm) y se analizaron independientemente con respecto a los esporófitos adultos (D>20 cm), lo que permitió evaluar el impacto de la exclusión de los talos pequeños sobre la variabilidad en general y los patrones observados en el estudio.

Estimación de captura de carbono, productividad y secuestro potencial

Para determinar el contenido de carbono orgánico (%C) en diferentes secciones del esporofito, el tejido del disco, estípites y las láminas fueron submuestreadas y analizadas por separado utilizando la técnica Walkey & Black (1934) de titulación de ácido crómico. El contenido de carbono por unidad de superficie se calculó siguiendo la ecuación descrita por Aller-Rojas et al (2020), multiplicando la biomasa promedio por unidad de superficie (B) por el porcentaje promedio de biomasa seca (%DW) y el contenido promedio estimado en carbono relativo (%C) (C = B. %DW. %C).

En este estudio, sin embargo, la productividad detrital (D_P) se calculó de acuerdo con Tala & Edding (2007), multiplicando la productividad por lamina (l_B) por la densidad de las lamina (lp) y el contenido medio relativo de carbono (%C) (DP = l_B. l_p. %C). El procedimiento de cálculo de la productividad se verificó utilizando el conjunto de datos de Tala & Edding (2007) y se confirmó su fiabilidad puesto que se obtuvo el mismo resultado (896.96 g C m-2 y-1). No obstante, para proporcionar procedimientos más precisos, nuestros cálculos consideraron los parámetros de la población en la RNSF, adaptando el procedimiento de Eger et al (2023). Según Tala & Edding (2007) la productividad por lamina (l_B) de *L. trabeculata* es de 0,021 g de DW d-1, y la densidad de láminas (l_p) es proporcional a la concentración de la población (p) en una proporción de 100:1. Por lo tanto, suponiendo una densidad de laminas (l_p) proporcional al valor redondeado de la densidad poblacional (p), en este estudio se calculó la productividad detrital (DP) para cada zona, teniendo en cuenta las laminas por unidad de área (L_p) en cada zona.

Para estimar la contribución a la eliminación de C a largo plazo, consideramos que el 10% del material de partículas derivado de la productividad del kelp a través del desalojo de la lámina es exportado al mar profundo y se elimina efectivamente de la atmósfera durante un período prolongado (> 100 años) (Palanques et sl. 2002; Wilmers et al. 2012; Krause-Jensen et al. 2016). Sin embargo, teniendo en cuenta que todavía existe la incertidumbre de si dichos números son de hecho secuestrados en última instancia, se consideró un rango del 1 a 20% y se calcularon los importes máximos y mínimos de secuestro para tener en cuenta la variabilidad (Eger et al. 2023). Además, estimamos los costos ambientales y sociales de emisiones equivalentes de CO_2 (factor de transformación C a CO_2: 3.66) teniendo en cuenta un valor de 179,20 dólares americanos por tonelada, de acuerdo con la estimación para 2020 del Institute of Policy Integrity, también utilizada por otros autores (see supp. mat. of Eger et al. 2023).

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Se calcularon las estimaciones de biomasa, carbono azul y valoración utilizando dos enfoques: análisis estratificado, que tomó en cuenta las diferencias entre las zonas, y análisis agrupado que combinó datos en toda la zona estudiada. Este último nos permitió investigar los efectos de cada método sobre los valores estimados, proporcionando información valiosa sobre los resultados.

Resultados

Estado de la población

La extensión total del área habitable se estimó en 574 ha, divididos en 269,75 ha y 304,25 ha en la zona norte y sur, respectivamente. A nivel de población, la densidad media era de 0,96±0,05 m2 y una gran proporción (71% de la población) presentaba laminas vegetativas con sori. Se estimó una abundancia de 5,11 x 106 individuos de *L. trabeculata* en la zona habitable dentro del sector sur de la RNSF (zona norte = 2,83 x 106, zona sur = 2,28 x 106).

La longitud media de los esporófitos era de 151.10±21.65 cm (max. of 315 cm). El tamaño promedio de las esporofitas juveniles (D<20 cm, 58%) era de 9±1,13 cm, mientras que las adultas (D> 20 cm, 42%) eran de alrededor de 30±3,46 cm. En cuanto a su edad, el 41% eran menores de 1 año, el 32% entre 1 y 2 años, el 23% eran de 3 años, y los 4 y > 5 años eran representados por un 2% cada uno. En cuanto a las medidas en el nivel del disco, el promedio del diámetro máximo de disco (D) fue de 17,88 ± 3,23 cm, del diámetro mínimo (d) 12,18 ± 2,19 cm, y del área elíptica 238,33 ± 70.76 cm^2. En particular, el individuo más pequeño con sori tenía un diámetro máximo (D) de 6.1 cm y 62 cm de longitud total. Además, el perímetro medio (P) fue de 45.12±8.17 cm y la elevación media (e) 12.64±2.88 cm. Además, alrededor del 55% de la población fue coalescente. Los esporófitos observados presentaron de uno a siete estípites cada uno, resultando en un valor promedio de 3±0.45, y la longitud media de las láminas fue de 44.01±3.89 cm. Los márgenes de las láminas eran suaves y a veces dentados.

Aunque las pruebas estadísticas no mostraron diferencias significativas entre las zonas en ningún nivel, las mediciones a nivel del talo muestran valores superiores en general hacia las estaciones septentrionales, mientras que a nivel de los órganos y poblacional este patrón varía. La mayoría de las medidas del disco de fijacion (A, D, d, P), excepto la elevación (e), también fueron más altas en la zona norte, mientras que la longitud de laminas (b) y el número de estipites por individuo (s) fueron más altos en la región sur. En cuanto a las mediciones a nivel de población, sólo la densidad de población (p) era mayor en la zona norte, el resto mostraba valores más altos en la región sur (Table 1). Notablemente, las estimaciones de densidad basadas en el video-transecto en la estación norte Campamento 1 (C1), resultaron en densidades más altas (p) pero dentro del rango de las observadas en la zona norte.

Tabla 1. Medidas biométricas a nivel del talo, órganos y poblacionales de *Lessonia trabeculata* en el sector sur de la Reserva Nacional San Fernando (RNSF). Todos los valores como promedios con error estándar.

Nivel de medicion	Simbolo	Variable	Total (n=31)	Norte (n=16)	Sur (n=15)
Talo					
	W	Peso total (kg)	3.39 ±1.02	4.47 ±1.13	2.23 ±0.75
	L	Largo total (cm)	151.10 ±21.65	167.79 ±21.04	133.29 ±21.32

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Organo					
Disco	*A*	Area (cm)	238.33 ±70.76	284.34 ±81.48	189.26 ±52.98
	D	Diametro maximo (cm)	17.88 ±3.23	18.96 ±2.91	16.73 ±3.55
	d	Diametro minimo (cm)	12.18 ±2.19	13.84 ±2.41	10.42 ±1.79
	P	Perimetro (cm)	45.12 ±8.17	49.61 ±8.06	40.34 ±8.11
	e	Elevacion (cm)	12.64 ±2.88	12.48 ±3.11	12.81 ±2.58
Laminas	*b*	Largo (cm, n=5)	44.01 ±3.89	45.85 ±4.10	42.04 ±3.56
Estipites	*s*	Numero por talo	3.00 ±0.45	3.31 ±0.44	3.33 ±0.45
Poblacion					
	p	Densidad (ind m^{-2})	0.96 ±0.05	1.05 ±0.33	0.75 ±0.28
	f	Reproductivos (sori, %)	70.97 ±0.12	68.75 ±11.97	73.33 ±11.82
	X	Coalescencia (%)	54.84 ±0.13	50.00 ±12.91	60.00 ±13.09
	j	Juveniles (D<20 cm)	9.03 ±1.13	10.34 ±1.69	7.71 ±1.46
		(%)	58.06	56.25	60.00
	m	Adultos (D>20 cm)	30.14 ±2.46	30.04 ±2.64	30.25 ±4.67
		(%)	41.94	43.75	40.00

Biomasa y variables predictoras

A nivel del talo el peso fresco promedio de los esporófitos fue 3,39 ± 1,02 kg. No obstante, teniendo en cuenta el contraste en la densidad de biomasa (norte=4,69 kg m-2, sur=1,67 kg m-2) de esta especie dentro de la zona habitable de la especie en el lugar del estudio, la población estimada comprende entonces un stock de biomasa estimado de 17749 t (norte=12660,72 t, sur=5088,58 t).

En cuanto a los proxis de biomasa, los modelos que incorporan el área elíptica del disco de fijación (A) y el perímetro (P) produjeron el mejor ajuste. La relación de Gompertz fue el modelo más adecuado para predecir la biomasa húmeda desde el área elíptica del disco, y se describe con la ecuación:

$$y = ae^{-e^{b-cx}}$$

donde x = área del disco; y = biomasa húmeda; a = 14.685; b = 1.305; c = 0.003 (AIC=31.97; r2=0.84; r=0.92). Por otra parte, el modelo más adecuado desde el perímetro del disco de fijación fue el modelo Gaussiano:

$$y = ae^{\frac{-(x-b)^2}{2c^2}}$$

donde x = perímetro del disco; y = biomasa húmeda; a = 12.263; b = 114.847; c = 37.139; (AIC=20.65; r2=0.89; r=0.94).

Captura y stock de carbono

Los análisis de laboratorio revelaron que, en promedio, el peso seco (DW) representaba el 22.5% de la biomasa (humedad 77.5%), mientras que el contenido de carbono (%C) en la biomasa seca era de 33.47% después de promediar los valores obtenidos del análisis de cada órgano por separado; stipes=36.94%, laminas=32.31%, holdfast=31.15%.

Las estimaciones de carbono capturado como biomasa del stock de *L. trabeculata* resultaron entonces en 3,45 t de C ha^{-1} en la zona norte y 1,23 t en C ha^{-1}, en la región sur, lo que equivale a 12,63 t de CO_2 ha^{-1} y 4,50 t de CO_2 ha^{-1}, respectivamente. Al extrapolar estos valores a

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

la extensión de la zona habitable, la cantidad estimada de carbono capturado por la biomasa en pie en el sector sur de la RNSF es 1305 t C (norte = 930.47, sur = 374.17).

Productividad y transferencia de carbono

Las estimaciones de la productividad del detrital para las zonas norte y sur resultaron 272,42 g C m2 y-1 y 185,74 g Cm2 y-1, respectivamente. Por lo tanto, la contribución potencial de L. trabeculata al secuestro local (10% de la productividad del detrital) se estimó en 27,24 g C m^2 y^{-1} en la zona norte y 18,57 g C m^2 y^{-1}, en la zona sur. De este modo, la cantidad estimada a ser liberada por todo el stock como detritos en la columna de agua fue de 1299.74 t C (norte=730.86 t C, sur=562.4 t C), lo que es cercano a la cantidad de carbono capturado como biomasa en pie (C-stock=1304.63 t C). En otras palabras, el stock permanente dentro del sector sur la RNSF potencialmente elimina 129,33 t C (12,93–258,65 t C) cada año como detritos que pueden potencialmente hundirse, acumularse y ser enterrados en áreas más profundas (>100 m, véase la Figura 1A) para ser secuestrados a largo plazo (> 100 años).

Cuadro 2. Estimaciones de biomasa, carbono azul y valorización del bosque de L. trabeculata en el sector sur de la Reserva Nacional San Fernando (RNSF).

Descriptor	Unidad de medida	Norte	Sur	Total (estratif.)	Total (agrup.)
Area habitable	Hectareas (ha)	269.75	304.25	574.00	574.00
Stock de biomasa	Peso fresco (kg m^{-2})	4.69	1.67	-	3.25
	Biomasa en pie (Gg)	12.66	50.89	17.75	18.66
C capturado	Densidad de C (t C ha)	3.45	1.23	-	2.45
	Stock en pie (t C)	930.64	374.23	1304.87	1406.30
Productividad detrital	Erosión de láminas (g C m^2 y^{-1})	272.42	185.74	-	237.75
	Alóctono (t C y^{-1})	734.85	565.11	1299.97	136.47
Potencial de secuestro	Potencial hundimiento (g C m^2 y^{-1})	27.24	18.57	-	23.77
	Potencial de remoción (t C y^{-1})	72.83	57.81	130.64	137.76
Valoración	C-stock (k USD)	610.38	245.45	855.82	922.35
	C-remoción (k USD)	47.77	37.91	85.68	90.35

Discusión

Tamaño y densidad poblacional

En el GEMCH, los atributos morfológicos y la fenología reproductiva de *Lessonia trabeculata* están limitados por la estacionalidad y las condiciones locales (Camus & Ojeda 1992; Tala et al. 2004). En ausencia de perturbaciones, las poblaciones de kelp experimentan trayectorias de auto-dilución, caracterizadas por el aumento simultáneo de la biomasa y la disminución de la densidad (Scrosati 2005); por lo tanto, las populaciones maduras están compuestas predominantemente de pocos, pero masivos talos. Sin embargo, durante el inicio del invierno austral de 2021, la población de *L. trabeculata* en la RNSF estaba predominantemente compuesta por individuos juveniles (j=58%), presentó densidades

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

relativamente bajas (0.75–1.05 ind.m^{-2}) y, por lo tanto, bajos valores de biomasa (1.67–4.69 kg m-2).

Las densidades de población observadas en la zona norte eran comparables, aunque ligeramente menores, a las observadas por Zavala et al (2015) en la misma zona hace más de una década, seis meses después de que se autorizara una campaña de cosecha activa en dentro de la RNSF en 2010 (Vasquez et al. 2012). Sin embargo, mientras que las poblaciones de borde en cara al calentamiento podrían permanecer aparentemente intactas en términos de densidad, sus umbrales ambientales se alterarían, haciendo que sean más susceptibles a la influencia de factores de estrés (Wernberg et al. 2010). Por otra parte, se han documentado densidades de población similares en bosques de kelp explotados de la región de Atacama (26–29°S), sin embargo, los bosques de *L. trabeculata* en el HCMLE generalmente muestran valores más altos de biomasa (Westermeier et al. 2017; Ortiz 2020). En el departamento de Ica, por ejemplo, Aller-Rojas et al (2020) informaron de valores de biomasa casi tres veces más altos (B=8,33–15,24 kg m^{-2}) en sitios expuestos de Punta San Juan de Marcona (PSJM, Fig.1B).

Estudios recientes sobre los bosques de *L. trabeculata* en latitudes más altas también muestran que los regímenes de cosecha específicos del lugar influyen en la morfología y la densidad de los ensambles de kelp. En las zonas cosechadas, la densidad de juveniles puede alcanzar valores cinco veces superiores a los de las zonas menos cosechadas, como zonas protegidas (Gouraguine et al. 2021). En este estudio, no se midieron los valores de densidad por edad, pero nuestros resultados sugieren que la población de *L. trabeculata* dentro la RNSF estaba compuesta predominantemente por juveniles (58%). Por otra parte, densidades y tamaños similares se han documentado tanto en el sur de Perú (Tarazona et al. 1988; Fernandez et al., 1999) como en el norte de Chile (Vasquez & Vega, 2004; Vasquez et al, 2007) luego de eventos El Niño Costero. Por lo tanto, para determinar si los patrones observados son resultado de presiones naturales o antrópicas, es necesario considerar patrones específicos de cada factor de estrés, así como factores contextuales de cada estudio. En el caso de *L. trabeculata*, la recuperación de la biomasa después de eventos El Niño Costero ocurre pocos meses después del reclutamiento en Chile (Vasquez & Vega 2004; Vasquez et al. 2007), mientras que en el sur del Perú se reporta como más lenta, tomando de varios meses a años (Fernandez et al. 1999).

La extracción de ambos, la biomasa del kelp y los recursos biológicos asociados a los bosques, tienen efectos variables en diferentes componentes del funcionamiento del ecosistema. Después de la cosecha activa, la recuperación de las densidades pre-cosecha puede tardar varios años (>3yr), principalmente debido a la lenta recuperación de los adultos (Westermeier et al. 2017; Bularz et al. 2022). Asimismo, las intervenciones en la fauna asociada con el bosque pueden obstaculizar la recuperación a largo plazo de la biomasa del kelp (Bularz et al. 2022). No obstante, dado que los erizos marinos son una de las principales causas de mortalidad de los individuos de pequeño tamaño (Perreault et al. 2014), la gran proporción de esporófitos juveniles en este estudio rechaza la ocurrencia reciente de cascadas tróficas impulsadas por la pesca que conducen a un sobrepastoreo. Además, aunque no se ha cuantificado adecuadamente, el erizo de mar *Loxechinus albus* (considerado como el principal herbívoro submareal en la zona) se observó en densidades muy bajas durante nuestro estudio (pers. obs., BM).

Los regímenes de cosecha dependientes del tamaño también afectan a las poblaciones explotadas a largo plazo, reduciendo el rendimiento de la biomasa mediante la rápida reducción

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

del tamaño asintótico e inducir la maduración temprana en diferentes especies de animales y plantas (Ernande et al. 2004; Baskett et al. 2005; Darimont et al. 2009; Palkovacs et al. 2018). Curiosamente, mientras que Carbajal et al (2022) y Bularz et al. (2022) reportan la presencia de sori sólo en esporófitos con diámetros máximos de disco >10 cm, en este estudio los discos de individuos con sori eran tan pequeñas como D=6,1 cm. La reciente ausencia de fuertes anomalías de El Niño Costero (la más reciente ocurrió en marzo de 2023, después de nuestro estudio, y la anterior en 2015), y la cosecha activa en la región intensificada desde 2020 debido al aumento de la demanda de biomasa (IMARPE 2022), podría indicar que los patrones observados pueden atribuirse a los impactos a largo plazo de las actividades extractivas humanas y no sólo a factores naturales.

En particular, las densidades más altas y los valores de biomasa en el sitio de estudio fueron reportados recientemente en marzo de 2022 por IMARPE, nueve meses después de nuestra encuesta (IMARPE 2022). De 2017 a finales de 2022, las anomalías de temperatura neutras a negativas (condiciones de La Niña) han gobernado el SE del Pacífico, influyendo potencialmente en el crecimiento de la población y el aumento de la biomasa, como se observó para las poblaciones de *L. trabeculata* en Chile (Vega et al. 2005). No obstante, existen pocos detalles sobre los métodos aplicados a estas estimaciones recientes. Además, el informe del IMARPE también presenta aumentados valores de biomasa en relación con los reportados por Aller-Rojas et al (2020) en San Juan de Marcona (PSJM), y por Zavala y al (2015) en RNSF hace más de una década. Teniendo en cuenta las diferencias entre los estudios y nuestro enfoque metodológico (Moreno et al. 2021), no podemos descartar la posibilidad de sobreestimaciones derivadas de la metodología en el establecimiento de cuotas para campañas de cosecha activa. La falta de rigor puede deberse a la falta de uso o exclusión de buzos científicos capacitados, o de una fuerte dependencia de buzos artesanales durante evaluaciones poblacionales. La participación (inclusión), construcción capacidades (formación) y la aplicación de la ley (marcos ocupacionales) deben ser prioridades en el futuro para garantizar estimados adecuados por buzos científicos hacia la sostenibilidad de los bosques marinos y los servicios ecosistémicos relacionados.

Para comprender mejor la dinámica demográfica a lo largo del tiempo y su estado general, sugerimos que los bosques subacuáticos de *L. trabeculata* dentro la RNSF se monitoricen al menos una vez al año utilizando las mismas, o al menos comparables, metodologías que las utilizadas en el presente estudio. Nuestro estudio se basa en las mediciones obtenidas desde un momento dado (cross-sectional), y no reflejan la naturaleza dinámica de las vías de carbono en los bosques de kelp. Los futuros estudios deberían centrarse en aumentar la resolución espaciotemporal, permitiendo la observación de las tendencias y la evolución en el tiempo. Esto podría proporcionar diferentes perspectivas sobre la captura y secuestro de carbono y su variabilidad frente a los estresores antropogénicos y naturales.

Patrones locales y potenciales factores de estrés

Los mayores tamaños de retención, densidades y valores de biomasa en la zona norte en comparación con los sitios adyacentes del sur están de acuerdo con las observaciones anteriores (Zavala et al. 2015). Esto puede estar relacionado con la heterogeneidad del biotopo y la persistencia de los estresores ambientales en la zona sur. Por ejemplo, las diferencias en la exposición a las olas afectan a la fisiología y la expresión fenotípica de los stands de kelp, en algunos casos produciendo diferenciación localizada dentro de las poblaciones de *L. trabeculata*

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

(Venegas et al. 1993; Edding et al. 1993). Si bien las diferencias morfométricas observadas entre zonas en la RNSF pueden atribuirse a la mayor proporción de esporófitos pequeños, las densidades de población más bajas observadas en las estaciones meridionales pueden estar influidas por otros factores ambientales como la disponibilidad de substrato, interacciones intra- e inter-especificas (competencia espacial y presión herbívora), y selección antropogénica.

El tipo de crecimiento euclidiano (es decir, crecimiento igual en todas las dimensiones) y la estrategia de reproducción de *L. trabeculata* conducen a cada esporófito a competir por el substrato a través de la competencia intraspecifica o interspecifica. Sin embargo, dependiendo de los niveles genéticamente determinados de la inversión cooperativa por cada individuo, y la disponibilidad de recursos o la dureza ambiental, puede surgir una cooperación intraspecifica en la población (Segovia et al. 2015; Chen et al. 2022). Cuando varios individuos se asentan en proximidad, puede ocurrir el proceso de coalescencia inter-permanente, dando lugar a la formación de entidades morfológicamente convergentes o quiméricas (Gonzales et al. 2015). En las macroalgas con tasas de crecimiento superiores (Gonzales & Santellices 2017) esta característica ha sido relacionada con mejorar el éxito reproductivo debido a la evitación de la exclusión competitiva (Scrosati 2005; Araujo-Casares et al. 2016), aumentar la tolerancia al estrés térmico (Hernández-Oyarzun 2018), y facilitar la resiliencia en hábitats expuestos a las olas debido al aumento de la resistencia al arrastre de corriente de agua (Segovia et al. 2015, Wernberg 2005). Además, Segovia et al (2015) informaron de una mayor frecuencia de coalescencia en sitios con densidades de población más bajas, lo que se alinea con nuestros hallazgos. En nuestro estudio, se observó una mayor frecuencia de coalescencia en la zona sur y, de hecho, el individuo de mayor tamaño encontrado (D=52 cm; e=23 cm; Figura S2) fue coalescente y recogido en una estación de la zona meridional. Por lo tanto, las diferencias en la frecuencia de coalescencia pueden reflejar la dureza ambiental y, por consiguiente, una reducción de la capacidad de carga hacia las estaciones más meridionales. No obstante, no se debe subestimar la influencia de los factores de estrés antropogénicos, como las actividades de pesca y las fluctuaciones en la demanda de biomasa de alginato.

En Chile, se ha documentado que los regímenes de gestión en los sitios adyacentes a los bosques marinos afectan negativamente a las poblaciones de *Lessonia* (Beckensteiner et al 2020). De esta manera, la influencia de la cosecha activa en los sitios adyacentes podría explicar los patrones locales observados. La zona sur podría ser más vulnerable a las presiones antropogénicas teniendo en cuenta la menor distancia a los puertos y la ubicación de zonas designadas para campañas extractivas intensivas (IMARPE 2022). No obstante, la extracción manual de kelps es una tarea demorada y físicamente exigente para los buzos artesanales. Dado que los kelp que viven en zonas expuestas a las olas tienden a exhibir órganos más gruesos (Venegas et al. 1993) y sólidos agujeros coalescentes firmemente adheridos al substrato (Wernberg 2005, pers. obs. BM), su extracción requiere el uso de herramientas como el eje modificado en forma de corbata conocido como “barreta” (Moreno et al. 2021; Campos et al. 2021). De esta manera, independientemente de la accesibilidad del sitio, las operaciones de cosecha activa no reguladas de más de 10 m de profundidad y en hábitats expuestos a las olas enfrentarían desafíos, principalmente debido a la estrategia adaptativa que exhiben los stands en entornos altamente energéticos (Venegas et al. 1993).

Más al sur, en Punta San Juan de Marcona (PSJM, véase la Figura 1C), Aller-Rojas et al (2020) informaron de que los sitios expuestos presentaban el doble de biomasa en pie en

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

comparación con los sitios protegidos, y el tamaño promedio de los adultos es prácticamente el mismo entre las zonas. Por lo tanto, en lugar de una demanda de biomasa de kelp que conduzca a buzos artesanales a extraer esporófitos adultos del submareal la RNSF, es más plausible que las diferencias observadas sean el resultado de actividades humanas que influyen indirectamente en otros procesos de población. Por ejemplo, en Chile se ha documentado el impacto negativo de la extracción de cobre y hierro en los bosques de *L. trabeculata* (Vasquez & Guerra 1996; Vasquez et al. 1999; Leonardi et al. 1999). Por lo tanto, como ya han observado los organismos encargados de hacer cumplir las normas ambientales (OEFA 2014; OEFA 2019), la minería de cobre y hierro en zonas adyacentes (véase la Figura 1C) puede afectar al medio marino la RNSF, incluido el bosque submareal. Sin embargo, éstas siguen siendo suposiciones y deben medirse adecuadamente.

Un meta-análisis reciente sobre estudios en las zonas húmedas costeras del Perú reveló que los factores de estrés antropogénicos eran los más frecuentemente reportados impulsores del cambio entre los sitios (Gomez et al. 2023), incluso más que el cambio climático. Sin embargo, los estudios similares en la selva del Perú están limitados por las pocas evaluaciones ecológicas disponibles, lo que subraya la urgencia de realizar más investigaciones a nivel local. En América del Sur, los ecosistemas marinos ya han sido reconocidos como soluciones basadas en la naturaleza (NbS), incluso en el contexto de la reducción del riesgo de desastres (Alvarez et al., 2023). No obstante, una mejor comprensión de cómo los factores antropogénicos influyen en los principales atributos del ecosistema a través de los lugares y las estaciones será fundamental para la gestión de los bosques marinos en el Pacífico Sudoriental, especialmente ante los escenarios extremos proyectados en latitudes bajas (González-Aragón et al. 2023).

Biometría para abordar la perturbación y la variabilidad

Tanto las presiones naturales como antropogénicas pueden desencadenar cambios fenotípicos rápidos en las poblaciones silvestres, aumentando su escala y afectando gravemente a toda la red tropical y el medio ambiente cuando la especie afectada es también un fuerte motor de ecosistemas (Palkovacs et al 2018). Por esta razón, se han emprendido recientemente esfuerzos para el uso de métodos menos destructivos en el estudio de los bosques de kelp del GEMCH (Aller-Rojas et al. 2020; Moreno et al. 2021). En contraste con el estudio de Zavala et al (2014), o encuestas más recientes de IMARPE (2022), el método aplicado en nuestro estudio (más detallado en Moreno et al., 2021), puede considerarse menos destructivo en términos de impacto ecológico, requiriendo una muestra más pequeña, y reduciendo así la perturbación generada cuando se toma la muestra mediante recolección activa (“barreteo”).

Nuestros hallazgos de investigación coinciden con Aller-Rojas et al (2020) en la utilización del área elíptica del disco de fijacion como un proveedor fiable para predecir la biomasa. Además, observamos que el perímetro del disco (P) también demuestra una fuerte correlación con la biomasa, como se indica por el coeficiente de Correlación de Pearson de la regresión (r=0.94). No obstante, vale la pena señalar que el área del disco se calcula sobre la base de dos medidas (D y d), mientras que el perímetro del disco sólo requiere una sola medición. Por lo tanto, proponemos que se considere la posibilidad de utilizar el perímetro de retención para futuras evaluaciones no destructivas de las poblaciones de *L. trabeculata*, aunque esta medición requiere una mayor precisión debido a la complejidad del contorno, en particular en las de las retenciones coalescentes. Sugerimos tomar todas las tres mediciones (D, d y P) si es posible, pero teniendo

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

en cuenta la potencial variabilidad causada por errores humanos y la eficiencia en el tiempo durante las mediciones in situ asociadas con cada enfoque.

La coalescencia de individuos pequeños puede resultar en el registro de talos con tamaños de disco que corresponden a individuos de edad más avanzada basados en el modelo de estructura de edad de Lucero et al (2019), potencialmente distorsionando las interpretaciones basadas únicamente en el tamaño del disco (D) (sensu Zavala et al. 2015). La convergencia morfológica en el nivel del disco es un aspecto relevante para la conservación y sostenibilidad de las poblaciones de *Lessonia* gestionadas bajo regímenes de explotación, ya que estas dependen del tamaño del disco (Rodriguez et al. 2014). La determinación de la coalescencia durante las operaciones de cosecha puede ser difícil para los buzos artesanales no capacitados, por lo que los esporofitos jóvenes que coalescente pueden ser removidos si se considera a los adultos. La frecuencia de coalescencia observada en nuestro estudio, junto con la maduración temprana detectada entre los individuos más pequeños (D<10 cm), sugieren la necesidad urgente de aumentar el tamaño legal mínimo (actualmente D=20 cm) utilizado para la cosecha en sitios adyacentes (IMARPE 2022). Esto se recomienda como medida preventiva para evitar efectos prolongados derivados de la cosecha en el rendimiento de la biomasa de los bosques de la región para los próximos años. Al considerar la coalescencia en modelos alternativos de estimación de la edad, podemos mejorar la exactitud y fiabilidad de la estimativa de la estructura de edad de las poblaciones de esta especie y las encuestas de densidad no destructiva que cuentan con esporófitos adultos y juveniles por separado sobre la base de las mediciones obtenidas bajo el agua.

Enfoques metodológicos para estimar la extensión de los bosques de kelp

Los sensores de satélite multiespectrales han sido la principal herramienta para construir conjuntos de datos de la distribución a gran escala de las morfoespecies intermareales de *Lessonia* en América del Sur (*L. nigrescens* complex) (Huovinen et al. 2020; Mora-Soto et al. 2020) y especies formadoras de verdadera canopia como *Macrocystis pyrifera* (Bayley et al. 2020; Escudero et al. 2020). En cuanto al submareal *L. trabeculata*, esto todavía no se ha logrado, posiblemente debido a la reducida contribución de esta especie al paisaje espectral de la superficie. No obstante, aunque estimamos indirectamente la extensión de *L. trabeculata* dentro la RNSF, se documentó que este kelp estipitado dominaba el medio bentonico en el RNF (Zavala et al. 2015). Reconocemos la resolución relativamente baja de los datos de batimetría disponibles como una de las limitaciones para una estimación más precisa de la superficie habitable. Estudios recientes demuestran el potencial de la detección remota para apoyar la construcción de conjuntos de datos de batimetría (Getirana et al. 2018; Sagawa et al. 2019). Sin embargo, estos estudios a menudo proporcionan perfiles para grandes áreas con resoluciones espaciales que pueden no ser adecuadas para el mapeo de hábitats submareales dominados por kelps estipitados. La utilización de sensores de múltiples rayos para el mapeo de hábitats en los ambientes marinos de esta región podría dar lugar a estimaciones más precisas. Curiosamente, los sensores de batimetría han sido considerados recientemente como herramientas valiosas para el estudio no destructivo de las poblaciones de kelp en diferentes bosques a nivel mundial (Abukawa et al. 2013; Shao et al. 2017; Schimel et al. 2021). Junto con la aplicación de vehículos submarinos autónomos para el monitoreo de la biomasa del kelp (Fischel et al. 2018; Stenius y al. 2022), los ecosondas tienen un gran potencial para facilitar la transición hacia estudios menos destructivos en bosques de kelp. Por lo tanto, destacamos la necesidad de nuevas encuestas en

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

el submareal superficial la RNSF utilizando la batimetría del suelo y sus productos derivados, como la pendiente, el relieve en forma de colina y la rugosidad, que aportarían conjuntamente información no sólo sobre la profundidad del agua, sino también sobre la rigidez y textura del fondo marino, y información adicional sobre los entornos de depósito.

A nivel local o regional sigue siendo difícil proyectar cambios en el hábitat adecuado para esta especie de kelp. A pesar de que se ha demostrado que es más resistente que *M. pyrifera* a los efectos de los acontecimientos costeros de El Niño (Vega et al. 2005; Vasquez y al. 2007), poco se sabe sobre el metabolismo y las respuestas fisiológicas de *L. trabeculata* en las costas peruanas. Los estudios de cultivo y mesocosmos, como los realizados con cepas chilenas, podrían ayudar a aclarar el panorama a este respecto. Estos estudios, por ejemplo, han demostrado que el aumento de las temperaturas, más que los cambios de pCO_2, afectarán a las primeras etapas de la vida, y por lo tanto, el reclutamiento (Gonzales et al. 2018). No obstante, la notable plasticidad en términos de cambios adaptativos en los rasgos reproductivos de *L. trabeculata* desafía los controles legislativos (Edding et al., 1993; Tala et al., 2004). La comprensión de esta variabilidad es crucial para modelar con precisión la distribución de los kelps como hábitats biogénicos dentro del GEMCH en el contexto de las proyecciones sobre el cambio climático.

Carbono en la biomasa

Después de la fijación, el carbono capturado está involucrado en la biosíntesis de compuestos orgánicos, que juegan un papel esencial en la fisiología y estrategias adaptativas de los kelps para responder a las fluctuaciones estacionales y los estresores locales (Vega & Toledo 2018; Webb et al. 2023). Por ejemplo, los alginatos son una familia de copolímeros compuestos por ácido manurónico y ácido glucorónico en una proporción determinada (M/G). Según Venegas et al (1993), en las poblaciones de *L. trabeculata* de Chile la abundancia relativa de bloques glucorónicos proporciona rigidez al talo, es baja en las láminas, pero aumenta hacia el disco. Sin embargo, independientemente de la relación M/G, el patrón del contenido de alginato en los órganos reportado por Venegas et al (1993) se alinea con el de contenido de carbono encontrado en este estudio: estipites>laminas>disco. Curiosamente, basándose en el análisis de la biomasa de los kelp GEMCH, Valiente & Mogollón (2013) también observa este patrón de contenido de alginato en esporofitos peruanos, añadiendo que algo similar ocurre con sustancias de reserva como la laminarina y el manitol.

La mayoría de los miembros de Laminariales son reconocidos como anticipadores de la temporada, lo que significa que durante el verano acumulan sustancias de reserva que se utilizan posteriormente para el crecimiento durante el invierno (Filbee-Dexter et al. 2019). Esta estrategia adaptativa permite que el talo crezca casi todo el año, incluso en condiciones de luz reducida, aprovechando los nutrientes inorgánicos disponibles como nitrato y fosfato (Kremer 1984; Falkowski & Raven 2013). Los thalli analizados en este estudio fueron recogidos durante el invierno, que coincide con el pico de acumulación de laminarina de esta especie (Valiente & Mogollón 2013). Esto explicaría tanto el contenido relativamente alto de carbono en las laminas que se encontraron en este estudio (el más alto hasta la fecha) como el aumento del contenido en carbono que se observó en los meses de otoño en Chile (Tala & Edding 2007). La consistencia anterior sugiere una relación entre la distribución de estos compuestos y el contenido de carbono en la biomasa de *L. trabeculata.* Análisis adicionales de la variación del contenido de carbono a nivel de órganos en esta especie debe priorizar una robustez estadística. Dado que sólo se han obtenido medidas individuales para cada órgano (debido a las limitaciones presupuestarias), no

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

se han podido evaluar adecuadamente las diferencias estadísticas. Los futuros estudios centrados en la captura de carbono de esta especie tendrán en cuenta una asignación de carbonos de carácter dinámico, que responda a las indicaciones ambientales y a las exigencias metabólicas.

El porcentaje de biomasa seca encontrado en este estudio se encuentra dentro del rango que otros autores informaron previamente: del 13% al 25% (Tala & Edding 2007; Aller-Rojas et al. 2020). No obstante, a pesar de reportar los valores más altos de contenido de carbono para la especie hasta la fecha, las densidades de población relativamente bajas observadas en este estudio influyeron en las estimaciones de captura resultantes. En consecuencia, los valores de captura de carbono por unidad de superficie reportados en nuestro estudio son los más bajos documentados hasta la fecha para la especie. La cantidad de carbono capturado en la biomasa de las poblaciones de *L. trabeculata* varía a lo largo del hábitat, desde 1.23 t C Ha^{-1} hasta 3.45 t C Ha^{-1}; atribuida a las diferencias en la densidad media encontradas entre las zonas. En contraste, Aller-Rojas et al., (2020) informaron de 6.11 t C Ha^{-1} (%C=28.84%) en el bosque de kelp en el PSJM (también 15°S), mientras que Tala & Edding (2007) informó de 10.15–12.25 t C Ha^{-1} (%C=21.21% a 22.32%) en latitudes más altas (Coquimbo, 30°S).

Según Smale et al (2016), las poblaciones de *L. trabeculata* en Chile presentan la captura de carbono más alta documentada entre los kelps (1120 t C Ha^{-1}), superando la de su congénere *L. berteroana* (478 t C Ha^{-1}), basada en el conjunto de datos de Tala & Edding (2007). La captura de carbono de este kelp submareal en Chile es seguida por la estimada para los bosques de *Laminaria longicruris* y *L. digitata* (10.42 t C Ha^{-1}) en Canadá (Mann 1972), *L. saccharina* y *L. digitata* (8.28 t C Ha^{-1}) de la isla de Helgoland (Lüning 1969), *Ecklonia radiata* (8,20 t C Ha^{-1}) del oeste de Australia (Kirkman 1984) y *L. hyperborea* (6.82-8.00 t C Ha^{-1}) en el Reino Unido (Reino Unido) y Noruega (Sjøtun et al. 1998; Jupp & Drew 1974). Sin embargo, a pesar de que la captura de carbono estimada en este estudio para *L. trabeculata* en la RNSF es menor que en el mencionado, sigue superando las estimaciones para varios bosques de todo el mundo. Ejemplos son los bosques de *M. pyrifera* (2.73 t C Ha^{-1}) y *Saccharina latissima* (2.34 t C Ha^{-1}) en los Estados Unidos de América (Estados Unidos) (Foster & Schiel 1985; Brady-Campbell et al 1984), *E. radiata* (2.08 t C Ha^{-1}) en Nueva Zelanda (Salomon et al. 2008) y *L. saccharina* (1.62 t C Ha^{-1}) en Francia (Gevaert et al. 2008).

Estimaciones de la productividad

La tasa de productividad de *L. trabeculata* en Chile se ha estimado en 897 g C m^{-2} y^{-1}, sólo superada por su congénere *L. berteroana* con 4182 g Cm-2 y-1 debido a sus laminas más grandes (Tala & Edding 2007). No obstante, estas estimaciones fueron calculadas para una población en latitudes más altas (30°S), con densidades más elevadas (5±2 ind m^{-2}) pero un menor contenido de carbono en las laminas (21.21–22.32%). Mientras que la tasa de productividad por lamina informada por Tala & Edding (2007) se utilizó para nuestros cálculos, las densidades de población más bajas (0,75–1,10 ind m^{-2}) y el mayor contenido de carbono en la lamina (28.84%) observados en la RNSF también se tomaron en cuenta en las estimaciones. Luego, el último reverberado en la salida: 185.74-272.42 g C m-2 y-1, que es menor en comparación con el calculado para la especie por otros autores (897 g C m^{-2} y^{-1} by Tala & Edding 2007; and 678 g C m^{-2} y^{-1} by Eger et al. 2023).

Se ha documentado la productividad del kelp en torno a 500 g C m^{-2} y^{-1} (Wernberg et al. 2019; Pedersen et a. 2019) y también se han informado de muchas estimaciones para otras

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

especies a nivel mundial. Las estimaciones de la productividad para Laminaria spp (1750 g C m^{-2} y^{-1}) en Canadá, para M. pyrifera (400-820 g C m^{-2} y^{-1}) en los EE.UU (Mann 1973), y más recientemente para L. hyperborea (478-638 g C m^{-2} y^{-1}) en Noruega (Pedersen et al. 2020) y en el Reino Unido (Pessarrodona et al. 2018) fueron superiores en comparación con nuestro estudio. Por otra parte, nuestras estimaciones de productividad fueron más altas que las de otras especies de forestación en diferentes regiones, como L. saccharina (120 g C m^{-2} y^{-1}) en el Reino Unido (Johnston et al., 1977), L. pallida (107 g C m^{-2} y^{-1}) en Sudáfrica (Newell et al. 1982) o Ecklonia cava (77 g C m^{-2} y^{-1}) en Japón (Hayashida 1997).

La productividad estimada para la población del borde de la franja en nuestro estudio se basó en la erosión de la linterna y no tomó en cuenta la contribución del desplazamiento natural o la exudación de fucoidanos, que a veces se cuantifica (Krumhansl et al. 2012; De Bettignies et al. 2013; Buck-Wiese et al. 2023). Por otra parte, varios estudios proporcionan estimaciones de captura de carbono basadas en el contenido de carbón reportado por otros autores para diferentes especies de kelp, o diferentes lugares y estaciones (Smale et al. 2016; Uribe et al. 2022). La comparación de las estimaciones entre los estudios y el análisis de los patrones espaciotemporales procedentes de fuentes secundarias son limitados, lo que a veces conduce a interpretaciones erróneas y superaciones. Curiosamente, Krumhansl et al (2012) presentan Lessonia spp. como el kelp más productivo, a pesar de que los valores que calcularon no coinciden con los estudios anteriores; y se estimó que aparentemente combinaron la contribución de dos especies de *Lessonia* distintas. No obstante, teniendo en cuenta los métodos aplicados y las especies estudiadas, Pessarrodona et al (2022) encontraron que la productividad de las macroalgas marinas, incluidos los kelp, aumenta hacia las latitudes medias, lo que se alinea con el patrón observado aquí y en otras poblaciones de Perú y Chile.

Potencial secuestro o remocion a largo plazo

Asimismo, Eger et al (2023) también reconoció a Lessonia como el género formador de bosques con el mayor potencial de eliminación a largo plazo. Dichos autores estimaron una tasa de eliminación que oscila entre 15-302 g C m^{-2} y^{-1} pero se basa en estimaciones de la productividad para las poblaciones de *Lessonia* spp. en el norte de Chile (Tala & Edding 2007) y utilizando el contenido de carbono reportado para *L. trabeculata* en el sur del Perú (28,84%) (Aller-Rojas et al. 2020). A pesar de ser relativamente bajo, el potencial de secuestro estimado para la población dentro la RNSF se encuentra dentro del rango informado por Eger et al (2023) para el género Lessonia. Este último se podría atribuir a las densidades de población más bajas y, por tanto, a las laminas por unidad de área (lp) observadas en la RNSF y consideradas para los cálculos de este estudio. Sin embargo, los autores calcularon estos valores agrupando las estimaciones de productividad de tanto *L. trabeculata* como *L. nigrescens*, y a pesar de que este último está limitado al intermareal también presenta productividades más altas debido a una mayor densidad de laminas (lp), contribuyendo desproporcionadamente a la producción.

En otro estudio, Bayley et al (2021) estimaron las tasas de captura y secuestración de carbono para los bosques de *Lessonia* spp, utilizando los valores del contenido de carbonos de Tala & Edding (2007) y la densidad promedio de población observada en las Islas Falkland en el Atlántico (2008 to 2016). Según los autores, la captura de carbono estimada para *L. trabeculata* en los rangos submareales es de 150–190 g C m^{-2}. De la misma manera, se estimó la captura del kelp intermareal local, *L. flavicans*, en 50 g C m^{-2} utilizando los valores de contenido de carbono de *L. nigrescens* (ahora *L. berteroana* y *L. spicata*), como análogo intermareal de Chile. Sin

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

embargo, vale la pena señalar que la distribución de estas especies está limitada al SE-Pacífico (Villouta & Santellices 1986; Guillemin et al. 2016), y diferentes linajes de *Lessonia* han sido identificados dominando las Islas Falkland (see Martin 2011). Además, Bayley et al (2021) estimaron el potencial de secuestro de todo el bosque, basándose en el rango de productividad (670-1300 g C m^{-2}) y valor promedio (985 g C m^{-2}) reportados por Reed & Bezezinski (2009) para *M. pyrifera* y la proporción de secuestro también basada en Krause-Jensen y Duarte (2016).

Las futuras estimaciones del potencial de secuestro de *L. trabeculata* deberán tener en cuenta las diferencias geográficas y estacionales en términos de parámetros poblacionales, productividad y contenido de carbono en biomasa. Este enfoque proporcionará una contabilización más precisa, contextual y específica a la región sobre carbono azul en kelps y mejorará nuestra comprensión de su contribución a otros hábitats (abastecimiento) y a la productividad del GEMCH. Además, investigaciones recientes sugieren que el potencial de secuestro de carbono disminuye con el calentamiento debido a la descomposición acelerada de los tejidos (Filbee-Dexter et al. 2022). Esto es relevante en la región, teniendo en cuenta el reconocido impacto periódico del El Niño costero en la densidad poblacional de especies de kelp, afectando en la productividad y a las estimaciones a largo plazo para *Lessonia* spp (Tala & Edding 2007).

Población de borde– Breve perspectiva de GEMCH Bosques submareales de Lessonia

Lessonia emerge en el SE Pacífico como el único género de Laminariales en el hemisferio sur alrededor de 10-16 MYA (Bolton 2010; Martin 2011; Starko et al. 2019) y *L. trabeculata* ha estado dominando y estructurando el submareal rocoso superficial en la región durante al menos 5 MYA (Martin & Zucarello 2012). El límite norte de distribución de *Lessonia* spp. en el SE Pacífico está marcado por oscilaciones oceánico-climáticas, que pueden resultar en la desaparición poblacionales enteras hasta 26°S al sur, como ocurrió después del evento costero El Niño de 1982-83 (Edding et al. 1994). Villouta & Santelices (1986) describieron *L. trabeculata* extendiendo hasta 42°S (Chile) y basándose en los estudios mencionados anteriormente es válido considerar que este kelp submareal se extiende hasta el norte del centro de Perú (14°S).

Después de la descripción de la especie en 1986, pocos estudios han reportado poblaciones silvestres de *L. trabeculata* a lo largo de su límite norte de distribución en el Pacífico SE. Hacia finales del siglo XX, estudios en Perú han documentado poblaciones silvestres de *L. trabeculata* en la isla de Independencia (14°16'S) (Tarazona et al. 1988), y en la playa de Mendieta (14°2'S) (Gil-Kodaka et al. 2002). Más tarde, durante las encuestas realizadas por IMARPE en 2006 (Vasquez et al. 2012) se informó que *L. trabeculata* formaba parches discretos en la isla de Santa Rosa (14°19'S) y mostraba similares longitudes de talos (L=180 cm). Por otra parte, como destacó Villouta & Santellices (1986), los especímenes recogidos antes de la descripción de la especie pueden proporcionar más información sobre el nicho de las especies y la distribución geográfica.

Los especímenes inicialmente identificados como *L. nigrescens* por Howe (1914) recogidos en las islas Chincha (13°37'–13°39'S, departamento de Ica) durante 1907 mostraron rasgos que no se alinean con la descripción de Searles (1978), mostrando características más típicas de *L. trabeculata.* En este contexto, reconocemos la isla Chincha Norte (13°38'S) como el histórico límite norte del rango de distribución de la especie. Las observaciones de *L. trabeculata* estructurando el hábitat bentónico submareal de la isla Chincha Norte en 2015 y julio de 2023 respaldan esta afirmación (*pers comm* B. Moreno and D. Cuba, respectivamente; Figure S3). Sin embargo, hay que señalar que otros ejemplares mal identificados de *Lessonia* se han registrado

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

incluso antes, este es el caso del ejemplar fotografiado por Dawson et al (1964) recolectado más al norte, en Pucusana, Lima (12°48'S, Figura S4); o el ejemplar recogido por Gaudichaud alrededor de 1845 cerca del Callao (10° S) (Martin 2011). Por esta razón, otros autores como Venegas et al (1993) han considerado 12°S como el límite norte para esta especie.

A pesar de estar ubicada dentro de los límites de un área protegida, la población de borde estudiada presenta naturalmente bajos valores de biomasa en pie. Teniendo en cuenta los crecientes factores de estrés antropogénico identificados que podrían influir en la estructura de la población de este kelp, la influencia de los acontecimientos de El Niño Costero, y la idoneidad de hábitat prevista a decrecer en esta región en las próximas décadas (González-Aragón et al. 2023), esta población de borde debe ser tratada como vulnerable. Para mitigar la retracción de la distribución y su consecuente repercusión en los servicios ecosistemicos, es urgente que se adopten medidas adicionales para preservar los atributos del sistema y mejorar su resiliencia.

Ciencia y política del carbono azul

Los bosques marinos se caracterizan por una baja retención in situ de carbono alóctono (Pessarrodona et al. 2023), y su aceptación como ecosistemas de carbono azul aún está en debate (Santos et al. 2021). En Perú, los esfuerzos para mitigar el cambio climático, reducir emisiones y eliminar carbono aún no consideran la contribución de los bosques marinos (MINAM 2022). Sin embargo, un escenario diferente se desarrolla en países como Japón, donde el gobierno ha tomado la iniciativa de financiar investigaciones sobre estos ecosistemas vitales y el valor de sus servicios (Eger et al. 2022; Tanaka et al. 2023). Los primeros créditos voluntarios de carbono azul por la restauración de algas (mediante la extracción de herbívoros) fueron reconocidos en 2022 por la Asociación Japonesa de Economía Azul (JBE 2022), permitiendo a las empresas compensar sus emisiones a través de la protección de uno de los muchos servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques marinos.

Los bosques de algas en el Pacífico SE pueden desempeñar un papel clave en la producción y acumulación de materia orgánica y la sedimentación adicional en la plataforma continental frente al sur de Perú y el norte de Chile (Levin et al. 2001; Velazco et al. 2015). Estudios recientes en la Fosa de Atacama (Perú-Chile) destacan la contribución de las algas a la productividad en ambientes hadales (Flores et al. 2022), y estudios anteriores en el sitio de estudio sugieren la existencia de sumideros relativamente profundos (>100 m) dentro de los límites de la RNSF (Velazco et al. 2017). No obstante, existe una incertidumbre sustancial sobre los bosques de HCLME debido a una comprensión incompleta de cómo los factores ambientales en la región afectan la captura, productividad y el destino duradero del carbono en el mar profundo (Vásquez et al. 2013).

El CO_2eq (4758 t CO_2) del C capturado como biomasa en pie (1300 t C) de la población dentro de la RNSF representa una quinta parte del total de CO_2 emitido por el sector de transporte en Perú (25000 t CO_2). Estimamos que anualmente ~130 t C derivados de detritos de hojas podrían ser arrastrados fuera del bosque y hundirse bajo la capa de mezcla oceánica para ser enterrados en sedimentos del mar profundo, donde las tasas de mineralización y el metabolismo heterotrófico son mínimos, favoreciendo la retención a largo plazo (Atwood et al. 2020; Amano et al. 2022). Sin embargo, dado que la tasa de secuestro o el potencial de eliminación puede verse influenciado por varios factores, calculamos un secuestro que oscila entre 12.93–258.65 t C anualmente (productividad de detritos DP=1–20%) (Fig. 2). Basándonos en todo lo anterior, calculamos que, en términos de costos sociales y ambientales, el carbono

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

capturado y potencialmente eliminado por el stock en pie dentro de la RNSF representa alrededor de 855.8k USD y 85.7k USD en eficiencias de costos anuales, respectivamente.

Por otro lado, vale la pena señalar que los valores monetarios proporcionados en este estudio no reflejan ni pretenden definir un valor para la tonelada de carbono en el contexto de los esquemas de créditos y compensaciones. En cambio, estos se refieren a los costos de las compensaciones necesarias para rectificar los daños sociales y ambientales causados por emisiones equivalentes. Este enfoque de valoración del carbono, y por ende el precio (179.2 US$), ya fue adoptado por Eger et al. (2023) para valorar el potencial de eliminación de diferentes algas, incluida Lessonia. Sin embargo, dado que en el caso de Lessonia se usaron los valores tanto de L. trabeculata como de L. nigrescens para los cálculos y, como se mencionó anteriormente, la baja biomasa encontrada en este estudio repercutió en las estimaciones de carbono, los valores monetarios en este estudio son inferiores a los reportados por Eger et al. (2023).

En cuanto a la valoración de créditos de carbono de iniciativas en torno a los bosques marinos en América del Sur, los esfuerzos se limitan a unos pocos estudios que rastrean las rutas del carbono azul a diferentes escalas, lo cual es crítico para cumplir con los requisitos de aseguramiento de las compensaciones de carbono (Ross et al. 2023). Vásquez et al. (2013) estimaron el precio del servicio de regulación ambiental proporcionado por los bosques marinos en el norte de Chile. Basaron su estimación en el precio utilizado por la Chicago Climate Exchange en EE.UU., que era de 4.6 US$ en ese momento. De manera similar, Bayley et al. (2021) evaluaron el carbono capturado y secuestrado por los bosques de algas en las Islas Malvinas. Dichos autores utilizaron valores equivalentes de CO_2 de alta serie no comercializados (£103.9 por tonelada de CO_2). En Perú, este estudio marca el primer intento de valorar el carbono azul de los bosques marinos, pero estudios recientes han comenzado a resaltar el potencial de los esquemas de comercio de carbono azul como fuentes alternativas de ingresos, con el objetivo de abordar las brechas económicas que dificultan la gestión sostenible de las áreas naturales protegidas por el estado peruano (Valles-Maravi et al. 2022; Torres & Tarazona 2023).

Vacíos de investigación y perspectivas

De la revisión de literatura reciente, es evidente que los ecosistemas de algas marinas son pasados por alto al considerar los sumideros de carbono (Filbee-Dexter 2020), a pesar de que se ha demostrado su potencial para secuestrar carbono (Krause-Jensen & Duarte 2016; Eger et al. 2023; Erlania et al. 2023). Más allá de la complejidad en torno a la verificación del almacenamiento a largo plazo del carbono azul derivado de macroalgas (Hurd et al. 2022), las especies que forman bosques modifican la trayectoria del sistema ecológico en el paisaje marino, aumentando su salud en términos de eficiencia y estabilidad (Ortiz 2008; Campos et al. 2021b).

Aún es difícil proyectar cambios en el hábitat adecuado para L. trabeculata a nivel local o regional. A pesar de que se ha demostrado que es más resistente que M. pyrifera a los efectos de los eventos costeros de El Niño (Vega et al. 2005; Vásquez et al. 2006), estudios en mesocosmos han mostrado que el aumento de temperaturas afectará las primeras etapas de vida y, por lo tanto, el reclutamiento (González et al. 2018). Además, los bosques dentro del HCLME pueden presentar desafíos en términos de gestión al aplicar regímenes tradicionales diseñados para pesquerías de una sola especie. Esta complejidad podría resultar en cambios de fase perjudiciales tanto para el secuestro de carbono como para las cadenas de valor asociadas (Scheffer et al. 2001; Steneck et al. 2013). Tales consideraciones adquieren relevancia dado que

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

las perturbaciones tienen el potencial de impulsar a los ecosistemas hacia cambios irreversibles (Uribe 2015).

Desde la década de 1990, el cultivo de L. trabeculata se considera una solución potencial para repoblar o restaurar áreas sobreexplotadas en Chile (Edding et al. 1990). Durante las últimas dos décadas, se han logrado avances relevantes en torno al cultivo (Edding & Tala 2003; Westermeier et al. 2006, 2016, 2017; Murúa et al. 2013), ampliando nuestra comprensión del ciclo de vida de la especie y revelando nuevas alternativas rentables para mejorar la resiliencia de las poblaciones silvestres. Actividades como la siembra de sustrato y esporofitos, el control de especies y la coalescencia inducida de rodales (quimerización de esporofitos) muestran un potencial prometedor para proteger y restaurar los bosques de algas marinas, e incluso iniciar programas de forestación (Hernández Oyarzún 2018; Herrera Maquera 2019; Campos et al. 2021b; Oyarzo-Miranda et al. 2023). Estos esfuerzos son cruciales en el contexto de la reducción del riesgo de desastres y la mitigación y adaptación al cambio climático en la zona costera (Álvarez et al., 2023; Eger et al. 2023).

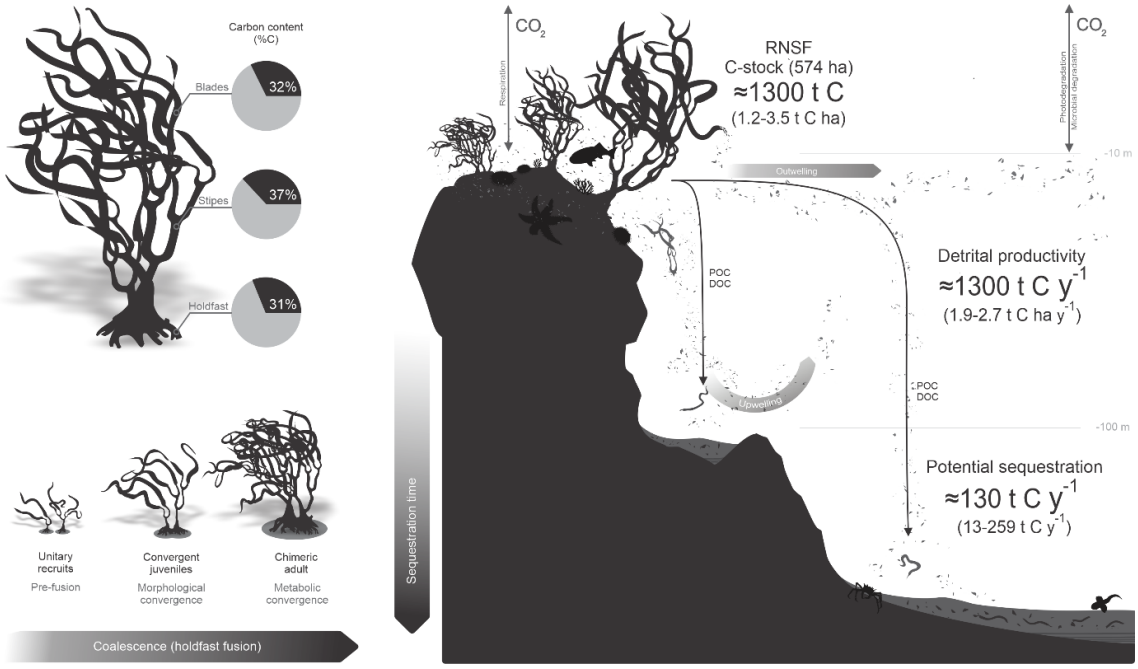


Figura 2 Resumen de las principales observaciones de la población de *Lessonia trabeculata* en el borde sur de la Reserva Nacional San Fernando (RNSF). El contenido de carbono (%C) en el nivel de los órganos sugiere un patrón particular de asignación en esta especie: estipites>laminas>disco; los valores para cada órgano se indican en el esquema del talo, en la parte superior izquierda. El diagrama a la derecha ilustra cómo el kelp estipitado contribuye a la captura de carbono azul en el medio marino. En la RNSF, el stock en pie captura una cantidad de carbono similar a la cantidad que se libera anualmente como detritos por la erosión de las laminas (productividad detrital, DP). La productividad de los destritos no consumidos localmente se exporta a otros hábitats (abastecimiento) para su consumo y remineralización en zonas poco profundas, o se elimina para almacenamiento a largo plazo (más de 100 años) a medida que se

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

sumerge y finalmente se entierra en los sedimentos marinos profundos. Sólo el carbono orgánico que evita la resuspensión se almacena a largo plazo en hábitats más profundos (>100 m); pero también podría representar una subvención para las comunidades de mar profundo. La figura también representa el fenómeno de coalescencia (en la parte inferior izquierda), donde dos esporófitos se fusionan desde la base, resultando en un único individuo quimérico.

Conclusión

Nuestro estudio proporciona valiosas perspectivas sobre los patrones de distribución y la composición de una población de borde de *Lessonia trabeculata* dentro de un área natural protegida peruana, con implicaciones para la ciencia del carbono azul y la gestión de los ecosistemas en la región. La población estudiada consistía principalmente de esporófitos juveniles, que mostraban densidades relativamente bajas y bajos valores de stock en comparación con otras poblaciones de esta especie. El mantenimiento del patrón de distribución observado indica la persistencia de factores que dan forma al arreglo espacial de esta especie dentro del sitio de estudio. Además, potenciales señales de perturbación fueron identificadas, lo que pone en relieve la necesidad de realizar esfuerzos de supervisión y gestión para salvaguardar estos valiosos hábitats. Confirmamos la fiabilidad del uso de la zona de retención como agente para estimar la biomasa y proponemos la incorporación del perímetro de mantenimiento como una variable adicional en futuras encuestas.

Nuestra investigación estimó que la población de *L. trabeculata* en el sector sur la RNSF capturó ~1300 toneladas de C como stock en pie, y podría contribuir a la remoción a largo plazo de aproximadamente ~130 t de C yr-1 en el mar profundo. Sin embargo, dado que nuestras estimaciones no incluyen el desprendimiento de talos y el hundimiento debido a la mortalidad natural (por ejemplo, olas, eventos sísmicos) ni la exudación de fucoidano por talos vivos, la eliminación potencial por el bosque podría ser en realidad mayor. Todavía no está claro cuánto del carbono derivado de la erosión de las láminas y no enterrado a largo plazo (~90% de la productividad) podría permanecer en el bosque para ser consumido localmente por heterótrofos asociados, y cuál fracción se exportaría a otros ecosistemas (abastecimiento).

Recomendamos la revisión de las metodologías actuales para la determinación de las cuotas de extracción, una cuestión que comienza con la selección del explorador (buzo científico vs. buzo artesanal) y termina con el establecimiento de los tamaños de extracción. Se alienta la realización de expediciones con un impacto ecológico reducido, lo que conduce a estimaciones más conservadoras, de acuerdo con la metodología aquí descrita. Estos esfuerzos son beneficiosos para fines comparativos y de conservación. La investigación futura debe priorizar las evaluaciones de la productividad, la remoción a largo plazo de carbono, el fenómeno de la coalescencia y la mitigación de las amenazas regionales para asegurar la conservación y la gestión sostenible de estos hábitats biogénicos. Esto permitirá diseñar programas informados de conservación y restauración, así como políticas de carbono azul y programas comerciales, para beneficiar la resiliencia de los bosques marinos, garantizar la sostenibilidad y la continuidad de la prestación de servicios ecosistémicos, y salvaguardar el crecimiento azul a nivel regional en el Pacífico Suroriental.

Referencias

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

1. Abukawa, K., Yamamuro, M., Kikvidze, Z., Asada, A., Xu, C., & Sugimoto, K. (2013). Assessing the biomass and distribution of submerged aquatic vegetation using multibeam echo sounding in Lake Towada, Japan. Limnology, 14, 39–42.
2. Aller-Rojas, O., Moreno, B., Aponte, H., & Zavala, J. (2020). Carbon storage estimation of Lessonia trabeculata kelp beds in Southern Peru: an analysis from the San Juan de Marcona region. Carbon Management, 11, 525–532.
3. Álvarez Rojas, C., Chica Jiménez, F., Devia Barros, A., Devia Zapata, I., Ochoa Osorio, M. C., & Trujillo Ortiz, L. (2023). Guía para la implementación de medidas de Reducción de Riesgo de Desastre basado en Ecosistemas. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá.
4. Amano, C., Zhao, Z., Sintes, E., Reinthaler, T., Stefanschitz, J., Kisadur, M., & Herndl, G. J. (2022). Limited carbon cycling due to high-pressure effects on the deep-sea microbiome. Nature Geoscience, 15, 1041–1047.
5. Aramayo, V., Romero, D., Quipúzcoa, L., Graco, M., Marquina, R., Solís, J., & Velazco, F. (2021). Respuestas del bentos marino frente a El Niño Costero 2017 en plataforma continental de Perú central (Callao, 12 S). Boletín del Instituto del Mar del Perú, 36, 476–509.
6. Araujo-Casares, F., & Faugeron, S. (2016). Higher reproductive success for chimeras than solitary individuals in the kelp Lessonia spicata but no benefit for individual genotypes. Evolutionary Ecology, 30, 953–972.
7. Attridge, C. M., Metaxas, A., & Denley, D. (2022). Wave exposure affects the persistence of kelp beds amidst outbreaks of the invasive bryozoan Membranipora membranacea. Marine Ecology Progress Series, 702, 39–56.
8. Atwood, T. B., Witt, A., Mayorga, J., Hammill, E., & Sala, E. (2020). Global patterns in marine sediment carbon stocks. Frontiers in Marine Science, 7, 165.
9. Avila-Peltroche, J., & Villena-Sarmiento, G. (2022). Analysis of Peruvian seaweed exports during the period 1995–2020 using trade data. Botanica Marina, 65, 209–220.
10. Baskett, M. L., Levin, S. A., Gaines, S. D., & Dushoff, J. (2005). Marine reserve design and the evolution of size at maturation in harvested fish. Ecological Applications, 15, 882–901.
11. Bayley, D., Brickle, P., Brewin, P., Golding, N., & Pelembe, T. (2021). Valuation of kelp forest ecosystem services in the Falkland Islands: A case study integrating blue carbon sequestration potential. One Ecosystem, 6, e62811.
12. Beckensteiner, J., Scheld, A. M., Fernández, M., & Kaplan, D. M. (2020). Drivers and trends in catch of benthic resources in Chilean TURFs and surrounding open access areas. Ocean & Coastal Management, 183, 104961.
13. Bolton, J. J. (2010). The biogeography of kelps (Laminariales, Phaeophyceae): a global analysis with new insights from recent advances in molecular phylogenetics. Helgoland Marine Research, 64, 263–279.
14. Bolton, J. J. (2016). What is aquatic botany?—And why algae are plants: The importance of non-taxonomic terms for groups of organisms. Aquatic Botany, 132, 1–4.
15. Brady-Campbell, M. M., Campbell, D. B., & Harlin, M. M. (1984). Productivity of kelp (Laminaria spp.) near the southern limit in the northwestern Atlantic Ocean. Marine Ecology Progress Series, 18, 79–88.
16. Buck-Wiese, H., Andskog, M. A., Nguyen, N. P., Bligh, M., Asmala, E., Vidal-Melgosa, S., & Hehemann, J. H. (2023). Fucoid brown algae inject fucoidan carbon into the ocean. Proceedings of the National Academy of Sciences, 120, e2210561119.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

17. 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, 13, e3958.
18. Cai, J., Lovatelli, A., Aguilar-Manjarrez, J., Cornish, L., Dabbadie, L., Desrochers, A., & Yuan, X. (2021). Seaweeds and microalgae: an overview for unlocking their potential in global aquaculture development. FAO Fisheries and Aquaculture Circular, 1229.
19. Campos, L., Berrios, F., Oses, R., González, J. E., & Bonnail, E. (2021). Unravelling Lessonia trabeculata management in coastal areas of the Atacama region of northern Chile through a DPSIR approach: Insights for sustainable plans. Marine Policy, 133, 104737.
20. Campos, L., Ortiz, M., & Rodríguez-Zaragoza, F. (2021). Evaluating the macroscopic system properties of kelp species planted on two artificial reefs: Implications for the restoration of perturbed subtidal areas. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 252, 107266.
21. Camus, P., & Ojeda, P. (1992). Scale-dependent variability of density estimates and morphometric relationships in subtidal stands of the kelp Lessonia trabeculata in northern and central Chile. Marine Ecology Progress Series, 90, 192–200.
22. Carbajal, P., Gamarra Salazar, A., Moore, P. J., & Pérez-Matus, A. (2022). Different kelp species support unique macroinvertebrate assemblages, suggesting the potential community-wide impacts of kelp harvesting along the Humboldt current system. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 32, 14–27.
23. Chen, Y. Y., Rubenstein, D. R., & Shen, S. F. (2022). Cooperation and lateral forces: moving beyond bottom-up and top-down drivers of animal population dynamics. Frontiers in Psychology, 13, 768773.
24. Chevallier, A., Stotz, W., Ramos, M., & Mendo, J. (2021). The Humboldt Current Large Marine Ecosystem (HCLME), a challenging scenario for modelers and their contribution for the manager. In M. Ortiz & F. Jordán (Eds.), Marine Coastal Ecosystems Modelling and Conservation: Latin American Experiences (pp. 27–51). Springer, Cham.
25. Comte, D., & Pardo, M. (1991). Reappraisal of great historical earthquakes in the northern Chile and southern Peru seismic gaps. Natural Hazards, 4, 23–44.
26. Contreras, L., Medina, M. H., Andrade, S., Oppliger, V., & Correa, J. A. (2007). Effects of copper on early developmental stages of Lessonia nigrescens Bory (Phaeophyceae). Environmental Pollution, 145, 75–83.
27. Contreras-Moreno, J. E., Solis, P. C., & Tostes, M. (2018). Stakeholders management in the collection and commercialization of brown macroalgae in the district of Marcona, Nazca, Peru. European Journal of Sustainable Development, 7, 435–444.
28. Cuba, D., Guardia-Luzon, K., Cevallos, B., Ramos-Larico, S., Neira, E., Pons, A., & Avila-Peltroche, J. (2022). Ecosystem services provided by kelp forests of the Humboldt Current system: A comprehensive review. Coasts, 2, 259–277.
29. Darimont, C. T., Carlson, S. M., Kinnison, M. T., Paquet, P. C., Reimchen, T. E., & Wilmers, C. C. (2009). Human predators outpace other agents of trait change in the wild. Proceedings of the National Academy of Sciences, 106, 952–954.
30. Dawson, E. Y., Acleto, E., & Foldvik, N. (1964). The seaweeds of Peru. Nova Hedwigia Beiheft, 13, 1–111.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

31. De Bettignies, T., Wernberg, T., Lavery, P. S., Vanderklift, M. A., & Mohring, M. B. (2013). Contrasting mechanisms of dislodgement and erosion contribute to production of kelp detritus. Limnology and Oceanography, 58, 1680–1688.
32. Des M, Martínez B, DeCastro M, Viejo RM, Sousa MC, Gómez-Gesteira M (2020) The impact of climate change on the geographical distribution of habitat-forming macroalgae in the Rías Baixas. Mar Environ Res 161:105074
33. Duarte CM, Gattuso JP, Hancke K, Gundersen H, Filbee-Dexter K, Pedersen MF, Krause-Jensen D (2022) Global estimates of the extent and production of macroalgal forests. Global Ecol Biogeogr 31:1422–1439
34. Edding M, Venegas M, Orrego P, Fonck E (1990) Culture and growth of Lessonia trabeculata (Phaeophyta, Laminariales) juvenile sporophytes in La Herradura de Guayacán Bay, northern Chile. Hydrobiologia 204:361–366
35. Edding ME, Fonck EA, Macchiavello JE (1994) Lessonia. In: Akatsuka I (ed) Biology of Economic Algae. SPB Academic Publishing, The Hague, pp 407–446
36. Edding ME, Fonck EA, Orrego P, Venegas M, Macchiavello J (1993) A comparison between two populations of Lessonia trabeculata (Phaeophyta: Laminariales) microscopic stages. Hydrobiologia 260:231–237
37. Edding ME, Tala FB (2003) Development of techniques for the cultivation of Lessonia trabeculata Villouta et Santelices (Phaeophyceae: Laminariales) in Chile. Aquacult Res 34:507–515
38. Eger AM, Marzinelli EM, Beas-Luna R, Blain CO, Blamey LK, Byrnes JE, Vergés A (2023) The value of ecosystem services in global marine kelp forests. Nature Commun 14:1894
39. Eger AM, Marzinelli EM, Christie H, Fagerli CW, Fujita D, Gonzalez AP, Vergés A (2022) Global kelp forest restoration: Past lessons, present status, and future directions. Biol Rev 97:1449–1475
40. El Peruano (2019) Plan Maestro de la Reserva Nacional San Fernando, periodo 2019-2024. Resolución de Presidencia N.° 239-2019-SERNANP. Available in https:// busqu edas. elper uano. pe/ dispo sitivo/ NL/ 18164 89-1. Accessed 12 Dec 2022
41. ENFEN (2012) Definición operacional de los eventos El Niño y La Niña y sus magnitudes en la costa del Perú. https:// www. dhn. mil. pe/ Archi vos/ Ocean ografia/ ENFEN/ nota_ tecni ca/ Defin icion% 20Ope racio nal% 20ENF EN_ 09abr 12. pdf
42. Ernande B, Dieckmann U, Heino M (2004) Adaptive changes in harvested populations: plasticity and evolution of age and size at maturation. Proc R Soc London B 271:415–423
43. Escudero L, Xu H, Atiquipa J, Velaochaga G (2020) Mapeo de la distribución de la macroalga Lessonia nigrescens usando imágenes de satélite SPOT-6 en la Región Moquegua. Bol Inst del Mar del Perú 35:257–270
44. Falkowski PG, Raven JA (2013) Aquatic photosynthesis. Princeton University Press
45. Ferduose F, Holdt SL, Smith R, Murúa P, Yang Z (2018) The global status of seaweed production, trade and utilization. Globefish Research Programme 124, FAO, Rome
46. Fernández E, Córdova C, Tarazona J (1999) Condiciones de la pradera submareal de Lessonia trabeculata en la isla Independencia durante “El Niño 1997–98.” Rev Peruana Biología 6:047–059
47. Filbee-Dexter K (2020) Ocean forests hold unique solutions to our current environmental crisis. One Earth 2:398–401

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

48. Filbee-Dexter K, Wernberg T (2018) Rise of turfs: a new battlefront for globally declining kelp forests. Bioscience 68:64–76
49. Filbee-Dexter K, Wernberg T, Barreiro R, Coleman MA, de Bettignies T, Feehan CJ, Verbeek J (2022) Leveraging the blue economy to transform marine forest restoration. J Phycol 58:198–207
50. Filbee-Dexter K, Wernberg T, Fredriksen S, Norderhaug KM, Pedersen MF (2019) Arctic kelp forests: Diversity, resilience and future. Global Planetary Change 172:1–14
51. Fischell E, Stanton TK, Kukulya A, Lavery AC (2018) Monitoring of macroalgae (kelp) farms with autonomous underwater vehicle-based split-beam sonar. J Acoust Soc Amer 144:1806–1806
52. Flores E, Cantarero SI, Ruiz-Fernández P, Dildar N, Zabel M, Ulloa O, Sepúlveda J (2022) Bacterial and eukaryotic intact polar lipids point to in situ production as a key source of labile organic matter in hadal surface sediment of the Atacama Trench. Biogeosciences 19:1395–1420
53. Foster MS, Schiel DR (1985) The ecology of giant kelp forests in California: a community profile. Biological report 85, US Fish and wildlife service
54. Getirana A, Jung HC, Tseng KH (2018) Deriving three dimensional reservoir bathymetry from multi-satellite datasets. Rem Sens Environ 217:366–374
55. Gevaert F, Janquin MA, Davoult D (2008) Biometrics in Laminaria digitata: a useful tool to assess biomass, carbon and nitrogen contents. J Sea Res 60:215–219
56. Gil-Kodaka P, Mendo J, Fernandez E (2002) Diversidad de macroalgas del submareal en la Reserva Nacional de Paracas y notas sobre su uso potencial. In: Mendo J, Wolff M (eds) Memorias I Jornada Cientıfica: Bases ecológicas y socioeconómicas para el manejo de los recursos vivos de la Reserva Nacional de Paracas. Universidad Nacional Agraria Perú, pp 154–163
57. Gomez A, Aponte H, Gonzales S (2023) ¿Cómo proteger los humedales costeros peruanos? Una respuesta a partir de un modelo conceptual de sus impulsores de cambio. Bol Invest Mar Cost 52:125–142
58. González AV, Beltrán J, Flores V, Santelices B (2015) Morphological convergence in the inter-holdfast coalescence process among kelp and kelp-like seaweeds (Lessonia, Macrocystis, Durvillaea). Phycologia 54:283–291
59. González AV, Santelices B (2017) Frequency of chimerism in populations of the kelp Lessonia spicata in central Chile. PloS One 12.
60. Gonzalez CP, Edding M, Torres R, Manríquez PH (2018) Increased temperature but not pCO_2 levels affect early developmental and reproductive traits of the economically important habitatforming kelp Lessonia trabeculata. Mar Poll Bull 135:694–703
61. Gonzalez-Aragon D, Rivadeneira M, Lara C, Torres F, Vasquez J, Broitman B (2023) A species distribution model of the giant kelp Macrocystis pyrifera: Worldwide changes and a focus on the southeast Pacific. Ecol Evol 14
62. Gouraguine A, Moore P, Burrows MT, Velasco E, Ariz L, Figueroa-Fábrega L, Pérez-Matus A (2021) The intensity of kelp harvesting shapes the population structure of the foundation species Lessonia trabeculata along the Chilean coastline. Mar Biol 168:1–9
63. Guillemin ML, Valero M, Tellier F, Macaya EC, Destombe C, Faugeron S (2016) Phylogeography of seaweeds in the South East Pacific: complex evolutionary processes along a

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

latitudinal gradient. In: Hu Z-M, Fraser C (eds) Seaweed Phylogeography: adaptation and Evolution of Seaweeds under Environmental Change. Springer, Cham, pp 251–277
64. Hayashida, F. (1977). On age and growth of a brown alga Ecklonia cava Kjellman, forming aquatic forest. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries, 43, 1043–1051 (en japonés).
65. Hermosillo-Núñez, B. B. (2020). Contribution of echinoderms to keystone species complexes and macroscopic properties in kelp forest ecosystems (northern Chile). Hydrobiologia, 847, 739–756.
66. Hernández Oyarzún, J. E. (2018). Tolerancia a estrés térmico en plántulas con heterogeneidad genética (quiméricas) y unitarias en la macroalga parda Lessonia spicata (Phaeophyceae). Tesis, Universidad de Chile.
67. Herrera Maquera LS (2019) Rentabilidad en la producción de tres macroalgas Lessonia trabeculata, Lessonia nigrescens y Macrocystis pyrifera desde la fase de laboratorio hasta la fase de cosecha en Long Line en el Puerto de Ilo-2019. Ingeniero Pesquero Thesis, National University of Moquegua, Peru.
68. Howe MA (1914) The marine algae of Peru. Mem Torrey Bot Club 15:1–85.
69. Huovinen P, Ramírez J, Palacios M, Gómez I (2020) Satellite-derived mapping of kelp distribution and water optics in the glacier-impacted Yendegaia Fjord (Beagle Channel, Southern Chilean Patagonia). Sci Total Environ 703:135531.
70. Hurd CL, Law CS, Bach LT, Britton D, Hovenden M, Paine ER, Raven JA, Tamsitt V, Boyd PW (2022) Forensic carbon accounting: Assessing the role of seaweeds for carbon sequestration. J Phycol 58:347–363.
71. Hurtado AQ (2022) Genetic resources for farmed seaweeds – thematic background study. FAO, Rome.
72. IMARPE (2022) Estudio Biológico Poblacional de Lessonia trabeculata “PALO” en el Litoral de San Juan de Marcona - Nazca, Ica - 2022. Ica, Perú: attached to the Resolución Ministerial Nº 00205-2022-PRODUCE. Retrieved from: https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/3239083/R.M.%20N%C2%B0%20205-2022-PRODUCE.pdf. Accessed 9 Mar 2023.
73. INGEMMET (2021) Bathymetric dataset available on request in https://www.gob.pe/ingemmet. Accessed 12 Dec 2021.
74. Japan Blue Economy (2022) Methodology for quantifying carbon sequestration by kelp. Retrieved from https://www.blueeconomy.jp/credit/. Accessed 9 Mar 2023.
75. Jayathilake DR, Costello MJ (2021) Version 2 of the world map of laminarian kelp benefits from more Arctic data and makes it the largest marine biome. Biol Conservat 257:109099.
76. Johnston CS, Jones RG, Hunt RD (1977) A seasonal carbon budget for a laminarian population in a Scottish sea-loch. Helgol Wissensch Meeresunters 30:527–545.
77. Jupp BP, Drew EA (1974) Studies on the growth of Laminaria hyperborea (Gunn.) Fosl. I. Biomass and productivity. J Exp Mar Biol Ecol15:185–196.
78. Kirkman H (1984) Standing stock and production of Ecklonia radiata (C. Ag.) J. Agardh. J Exp Mar Biol Ecol 76:119–130.
79. Kosek K, Kuklinski P (2023) Impact of kelp forest on seawater chemistry – A review. Mar Poll Bull 196:115655.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

80. Krause-Jensen D, Duarte CM (2016) Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. Nature Geosci 9:737–742.
81. Kremer BP (1984) Carbohydrate reserve and dark carbon fixation in the brown macroalga Laminaria hyperborea. J Plant Physiol 117:233–242.
82. Krumhansl KA, Scheibling RE (2012) Production and fate of kelp detritus. Mar Ecol Prog Ser 467:281–302.
83. Leonardi PI, Vasquez JA (1999) Effects of copper pollution on the ultrastructure of Lessonia spp. Hydrobiologia 398:375–383.
84. Levin LA, Etter RJ, Rex MA, Gooday AJ, Smith CR, Pineda J, Pawson D (2001) Environmental influences on regional deep-sea species diversity. Annu Rev Ecol Systemat 32:51–93.
85. Lleelish J, Fernández E, Hooker Y (2001) Disturbancia del bosque submareal de Macrocystis pyrifera durante El Niño 1997–1998 en la Bahía de Pucusana. In: Alveal K, Antezana T (eds) Sustentabilidad de la biodiversidad. Un problema actual: bases científico técnicas, teorizaciones y proyecciones, Universidad de Concepción, Chile, pp 331–350.
86. Lucero S, Muñoz R, Monroy A, Quiroz M (2019) Crecimiento de Lessonia trabeculata Villouta & Santelices, 1986 En el litoral rocoso de Islay, Arequipa-2011. Inf Inst Mar Perú 46:34–44.
87. Lüning K (1969) Standing crop and leaf area index of the sublittoral Laminaria species near Helgoland. Mar Biol 3:282–286.
88. Mann KH (1972) Ecological energetics of the seaweed zone in a marine bay on the Atlantic coast of Canada. I. Zonation and biomass of seaweeds. Mar Biol 12:1–10.
89. Mann KH (1973) Seaweeds: Their productivity and strategy for growth: The role of large marine algae in coastal productivity is far more important than has been suspected. Science 182:975–981.
90. Marquez-Porras R, Vásquez JA (2020) El extractivismo de las algas pardas en el norte de Chile. Eur Rev Latin Amer Caribb Stud 110:101–121.
91. Martin P (2011) Phylogeny, phylogeography, and population connectivity of Lessonia (Phaeophyceae). Doctoral dissertation, Te Herenga Waka-Victoria University of Wellington, NZ.
92. Martin P, Zuccarello GC (2012) Molecular phylogeny and timing of radiation in Lessonia (Phaeophyceae, Laminariales). Phycol Res 60:276–287.
93. Martínez EA, Cárdenas L, Pinto R (2003) Recovery and genetic diversity of the intertidal kelp Lessonia nigrescens (Phaeophyceae) 20 years after El Nino 1982/831. J Phycol 39:504–508.
94. McKinley E, Aller-Rojas O, Hattam C, Germond-Duret C, San Martín IV, Hopkins CR, Aponte H, Potts T (2019) Charting the course for a blue economy in Peru: a research agenda. Environ Develop Sustainabil 21:2253–2275.
95. MINAM (2022) El Perú y el cambio climático. Third national communication of Peru to the United Nations framework convention on climate change (UNFCCC).
96. Mora-Soto A, Palacios M, Macaya EC, Gómez I, Huovinen P, Pérez-Matus A, 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 Sens 12:694.
97. Moreno B, Cevallos B, Sánchez RG, Torrejón-Zegarra R, Aller-Rojas O (2021) A detailed underwater and on-board workflow for marine ecological research, using a subtidal kelp forest study. South Sustainability 2–e038.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

98. Murúa P, Westermeier R, Patiño DJ, Müller DG (2013) Culture studies on early development of Lessonia trabeculata (Phaeophyceae, Laminariales): Seasonality and acclimation to light and temperature. Phycol Res 61:145–153.
99. Nardelli AE, Visch W, Wright JT, Hurd CL (2023) Concise review of genus Lessonia Bory. J Appl Phycol 35:1485–1498.
100. NOAA (2023) Database of temperature anomalies in region 1+2. Retrieved from: https://psl.noaa.gov/gcos_wgsp/Timeseries/Data/nino12.long.anom.data. Accessed 9 Mar 2023.
101. Newell RC, Field JG, Griffiths CL (1982) Energy-balance and significance of microorganisms in a kelp bed community. Mar Ecol Prog Ser 8:103–113.
102. OEFA (2014) Resolución directoral/ N° 087 -2014-0EFA/DFSAI expediente NQ 255-09-MAIE. Retrieved from: https://www.oefa.gob.pe/?wpfb_dl=9062. Accessed 9 Mar 2023.
103. OEFA (2019) OEFA ordenó a Shougang paralización inmediata del transporte y almacenamiento de minerales y concentrados para evitar afectación de la Bahía San Nicolás en Ica [Press release]. Retrieved from: https://www.oefa.gob.pe/oefa-ordeno-a-shougang-paralizacion-inmediata-del-transporte-y-almacenamiento-de-minerales-y-concentrados-para-evitar-afectacion-de-la-bahia-san-nicolas-en-ica/ocac37/. Accessed 9 Mar 2023.
104. Ortiz M (2020) Evaluacion del estado de la pesqueria del recurso algas pardas en la III Region de Atacama: Estimacion de desembarque/cosechas sustentables para el sector pesquero artesanal. Universidad de Antofagasta. Informe Final de proyecto FIC-ATACAMA BIP No 30486377-0. Available in https://goreatacama.gob.cl/wp-content/uploads/Universidad-de-Antofagasta-Evaluacion-del-estado-de-la-pesqueria-1.pdf. Accessed 12 Dec 2022.
105. Ortiz M (2010) Dynamic and spatial models of kelp forest of Macrocystis integrifolia and Lessonia trabeculata (SE Pacific) for assessment harvest scenarios: short-term responses. Aquat Conservat: Mar Freshw Ecosyst 20:494–506.
106. Ortiz M (2008) Mass balanced and dynamic simulations of trophic models of kelp ecosystems near the Mejillones Peninsula of northern Chile (SE Pacific): comparative network structure and assessment of harvest strategies. Ecol Modell 216:31–46.
107. Oyarzo-Miranda C, Otaíza R, Bellorín A, Vega JM, Tala F, Lagos NA, Contreras-Porcia L (2023) Seaweed restocking along the Chilean coast: History, present, and inspiring recommendations for sustainability. Front Mar Sci 9:2719.
108. Palanques A, Isla E, Masqué P, Puig P, Sánchez-Cabeza JA, Gili JM, Guillén J (2002) Downward particle fluxes and sediment accumulation rates in the western Bransfield Strait: Implications of lateral transport for carbon cycle studies in Antarctic marginal seas. J Mar Res 60:347–365.
109. Palkovacs EP, Moritsch MM, Contolini GM, Pelletier F (2018) Ecology of harvest-driven trait changes and implications for ecosystem management. Front Ecol Environ 16:20–28.
110. Pedersen MF, Filbee-Dexter K, Norderhaug KM, Fredriksen S, Frisk NL, Fagerli CW, Wernberg T (2020) Detrital carbon production and export in high latitude kelp forests. Oecologia 192:227–239.
111. Perreault MC, Borgeaud IA, Gaymer CF (2014) Impact of grazing by the sea urchin Tetrapygus niger on the kelp Lessonia trabeculata in Northern Chile. J Exp Mar Biol Ecol 453:22–27.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

112. Pessarrodona A, Filbee-Dexter K, Alcoverro T, Boada J, Feehan CJ, Fredriksen S, Wernberg T (2021) Homogenization and miniaturization of habitat structure in temperate marine forests. Global Change Biol 27:5262–5275.
113. Pessarrodona A, Filbee-Dexter K, Krumhansl KA, Pedersen MF, Moore PJ, Wernberg T (2022) A global dataset of seaweed net primary productivity. Sci Data 9:484.
114. Pessarrodona A, Franco-Santos RM, Wright LS, Vanderklift MA, Howard J, Pidgeon E, Filbee-Dexter K (2023) Carbon sequestration and climate change mitigation using macroalgae: a state of knowledge review. Biol Rev 98:1945–1971.
115. Pessarrodona A, Moore PJ, Sayer MD, Smale DA (2018) Carbon assimilation and transfer through kelp forests in the NE Atlantic is diminished under a warmer ocean climate. Global Change Biol 24:4386–4398.
116. Reed DC, Brzezinski MA (2009) Kelp forests. In: Laffoley D, Grimsditch (eds) The management of natural coastal carbon sinks, IUCN, Gland, pp 31–38.
117. Rodríguez D, Oróstica MH, Vásquez JA (2014) Coalescence in wild organisms of the intertidal population of Lessonia berteroana in northern Chile: management and sustainability effects. J Appl Phycol 26:1115–1122.
118. Ross FW, Boyd PW, Filbee-Dexter K, Watanabe K, Ortega A, Krause-Jensen D, Macreadie PI (2023) Potential role of seaweeds in climate change mitigation. Sci Total Environ 885:163699.
119. Sagawa T, Yamashita Y, Okumura T, Yamanokuchi T (2019) Satellite derived bathymetry using machine learning and multi-temporal satellite images. Remote Sensing 11:1155.
120. Salomon AK, Shears NT, Langlois TJ, Babcock RC (2008) Cascading effects of fishing can alter carbon flow through a temperate coastal ecosystem. Ecol Appl 18:1874–1887.
121. Santos IR, Burdige DJ, Jennerjahn TC, Bouillon S, Cabral A, Serrano O, Tamborski JJ (2021) The renaissance of Odum's outwelling hypothesis in 'Blue Carbon' science. Estuar Coast Shelf Sci 255:107361.
122. Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, Folke C, Walker B (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413:591–596.
123. Schiel DR, Foster MS (2015) The Biology and Ecology of Giant Kelp Forests. University of California Press, Oakland.
124. Schimel AC, Brown CJ, Ierodiaconou D (2020) Automated filtering of multibeam water-column data to detect relative abundance of giant kelp (Macrocystis pyrifera). Remote Sensing 12:1371.
125. Scrosati R (2005) Review of studies on biomass-density relationships (including self-thinning lines) in seaweeds: main contributions and persisting misconceptions. Phycol Res 53:224–233.
126. Searles RB (1978) The genus Lessonia Bory (Phaeophyta, Laminariales) in Southern Chile and Argentina. Br Phycol J 13:361–381.
127. Segovia NI, Vásquez JA, Faugeron S, Haye PA (2015) On the advantage of sharing a holdfast: effects of density and occurrence of kin aggregation in the kelp Lessonia berteroana. Mar Ecol 36:1107–1117.
128. Shao H, Minami K, Shirakawa H, Maeda T, Ohmura T, Fujikawa Y, Miyashita K (2017) Verification of echosounder measurements of thickness and spatial distribution of kelp forests. J Mar Sci Technol 25:345-351.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

129. Sjøtun K, Fredriksen S, Rueness JAN (1998) Effect of canopy biomass and wave exposure on growth in Laminaria hyperborea (Laminariaceae: Phaeophyta). Eur J Phycol 33:337–343.
130. Smale DA (2020) Impacts of ocean warming on kelp forest ecosystems. New Phytol 225:1447–1454.
131. Smale DA, Burrows M, Evans AJ, King N, Sayer MD, Yunnie AL, Moore PJ (2016) Linking environmental variables with regional-scale variability in ecological structure and standing stock of carbon within UK kelp forests. Mar Ecol Prog Ser 542:79–95.
132. Smale DA, Wernberg T (2013) Extreme climatic event drives range contraction of a habitat-forming species. Proc R Soc B 280:20122829.
133. Starko S, Gomez MS, Darby H, Demes KW, Kawai H, Yotsukura N, Martone PT (2019) A comprehensive kelp phylogeny sheds light on the evolution of an ecosystem. Molec Phylogenet Evol 136:138–150.
134. Steneck RS, Leland A, McNaught DC, Vavrinec J (2013) Ecosystem flips, locks, and feedbacks: the lasting effects of fisheries on Maine's kelp forest ecosystem. Bull Mar Sci 89:31–55.
135. Stenius I, Folkesson J, Bhat S, Sprague CI, Ling L, Özkahraman Ö, Thomas JB (2022) A system for autonomous seaweed farm inspection with an underwater robot. Sensors 22:5064.
136. Tala F, Edding M (2007) First estimates of productivity in Lessonia trabeculata and Lessonia nigrescens (Phaeophyceae, Laminariales) from the southeast Pacific. Phycol Res 55:66–79.
137. Tala F, Edding M, Vásquez J (2004) Aspects of the reproductive phenology of Lessonia trabeculata (Laminariales: Phaeophyceae) from three populations in northern Chile. N Z J Mar Freshw Res 38:255–266.
138. Tanaka H, Huang MC, Watanabe A (2023) The environmental and economic potential of kelp as blue carbon: Case of Hakodate, Japan. In: Wu H-H, Liu W-Y, Huang MC (eds) Moving Toward Net-Zero Carbon Society: Challenges and Opportunities. Springer, Cham, pp 107–117.
139. Tarazona J, Paredes C, Romero L, Guzmán S (1988) La recolonización de las comunidades de Mitílidos en la costa central del Perú de El Niño 1982-83. In: Salzwedel H, Landa A (eds) Recursos y Dynamica del Ecosystema de Afloramiento Peruano. Instituto del Mar del Peru, pp 115–128.
140. Tejada A, Baldarrago D, Villanueva J, Gamarra A (2019) Evaluación del recurso Lessonia trabeculata Villouta y Santelices, 1986 en la provincia de Ilo, Región Moquegua. Octubre 2015. Inf Inst Mar Peru 46:52–59.
141. Tejada A, Gamarra A, Flores D, Muñoz R, Argüelles J (2018) Protocolo para evaluación poblacional de Lessonia trabeculata mediante métodos directos. Inf Inst Mar Peru 45:194–201.
142. Thiel M, Castilla JC, Fernández M, Navarrete S (2007) The Humboldt current system of northern and central Chile. Oceanogr Mar Biol 45:195–345.
143. Torres N, Tarazona A (2023) Mercados de carbono: alcances y desafíos para afrontar el cambio climático. Revista Derecho Público Económico 3:831.
144. UNFCCC (2022) Common Metrics. Electronic file available at https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/methods-for-climate-change-transparency/common-metrics. Accessed 12 Dec 2022.
145. UNEP (2023) Into the blue: securing a sustainable future for kelp forests. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/42255

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

146. Uribe R (2015) Patrones de sucesión durante las primeras etapas de desarrollo de un sistema de bosques de macroalgas (Lessonia trabeculata) y un fondo blanqueado en el submareal del norte de Chile. Doctoral Thesis, University of Antofagasta.
147. Uribe R, Perea Á, Ortiz M (2022) Determining ecosystem properties and short-term dynamical simulations in Eisenia cokeri kelp forest (north-center of Peru): Implications for conservation and monitoring. Estuar Coast Shelf Sci 269:107813.
148. Valiente O, Mogollón E (2013) Contenido de ácido algínico, manitol y laminarano en algas pardas de importancia económica. Bol Invest Tecnol Prod Peru 11:91–98.
149. Valles-Maravi P, Cabrera-Dionicio C, Quispe-Alvay A (2022) Identificación de potenciales fuentes económicas para el humedal de los Pantanos de Villa. South Sustainability 3–e045.
150. Valqui J, Ibañez-Erquiaga B, Pacheco AS, Wilbur L, Ochoa D, Cardich J, Carré M (2021) Changes in rocky intertidal communities after the 2015 and 2017 El Niño events along the Peruvian coast. Estuar Coast Shelf Sci 250:107142.
151. Vásquez JA (1989) Estructura y organización de huirales de Lessonia trabeculata (Doctoral dissertation, Ph D Thesis, Universidad de Chile, p 261).
152. Vásquez JA, Castillo CR, Zavala J, Tejada A, Mamani J (2012) Programa de investigación de las algas pardas en el sur del Perú 2011–2015. Inf Inst Mar Perú vol. extraordinary, Sep 2012, pp 5–57.
153. Vasquez JA, Guerra N (1996) The use of seaweeds as bioindicators of natural and anthropogenic contaminants in northern Chile. Hydrobiologia 326:327–333.
154. Vásquez JA, Vega JA, Buschmann AH (2006) Long term variability in the structure of kelp communities in northern Chile and the 1997–98 ENSO. J Appl Phycol 18:509–519.
155. Vásquez JA, Vega JMA (2004) El Niño 1997–98 en el norte de Chile: efectos en la estructura y en la organización de comunidades submareales dominadas por algas pardas. In: Avaria S, Carrasco J, Rutllant J, Yáñez E (eds) El Niño-La Niña 1997–2000. Sus Efectos en Chile. CONA, Valparaiso, pp 119–135.
156. Vásquez JA, Vega JMA, Matsuhiro B, Urzúa C (1999) The ecological effects of mining discharges on subtidal habitats dominated by macroalgae in northern Chile: population and community level studies. Hydrobiologia 398:217–229.
157. Vásquez JA, Zuñiga S, Tala F, Piaget N, Rodríguez DC, Vega JMA (2013) Economic valuation of kelp forests in northern Chile: values of goods and services of the ecosystem. J Appl Phycol 26:1081–1088.
158. Vega-Abad GA (2020) Cadena productiva de las Macroalgas pardas en el distrito de Marcona, provincia de Nasca, Región Ica. Ingenerio Pesquero Thesis, Universidad Nacional Agraria La Molina, Peru.
159. Vega JA, Buschman AH, Vasquez JA (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 1997–1998. Rev Chil Hist Nat 78:33–50.
160. Vega JM, Toledo PH (2018) The chemical composition of Lessonia berteroana (ex L. nigrescens) in kelp harvest management and open access areas near Coquimbo, Chile. Latin Amer J Aquat Res 46:258–267.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

161. Velazco F, Solís Acosta J, Calderón I (2017) Morfología y sedimentos superficiales del fondo marino del área natural protegida de Punta San Juan. Marzo 2015. Inf Inst Mar Peru 44:198–212.
162. Velazco F, Solís Acosta J, Delgado C, Gomero Vásquez R (2015) Sedimentos superficiales y morfología de la plataforma y talud continental superior entre 3° 30'S y 15° 30'S, Perú. Inf Inst Mar Peru 42:526–537.
163. Venegas M, Matsuhiro B, Edding ME (1993) Alginate composition of Lessonia trabeculata (Phaeophyta: Laminariales) growing in exposed and sheltered habitats. Bot Mar 36:47–52.
164. Villegas MJ, Laudien J, Sielfeld W, Arntz WE (2008) Macrocystis integrifolia and Lessonia trabeculata (Laminariales; Phaeophyceae) kelp habitat structures and associated macrobenthic community off northern Chile. Helgo Mar Res 62:33–43.
165. Villouta E, Santelices B (1986) Lessonia trabeculata sp. nov. (Laminariales, Phaeophyta), a new kelp from Chile. Phycologia 25:81–86.
166. Walkley A, Black IA (1934) An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci 37:29–38.
167. Webb P, Somers NK, Thilsted SH (2023) Seaweed's contribution to food security in low- and middle-income countries: Benefits from production, processing and trade. Global Food Security 37:100686.
168. Wernberg T (2005) Holdfast aggregation in relation to morphology, age, attachment and drag for the kelp Ecklonia radiata. Aquat Bot 82:168–180.
169. Wernberg T, Krumhansl K, Filbee-Dexter K, Pedersen MF (2019) Status and trends for the world's kelp forests. In: Sheppard C (ed) World Seas: An Environmental Evaluation. Vol III. 2nd Edn. Academic Press, London, pp 57–78.
170. Wernberg T, Thomsen MS, Tuya F, Kendrick GA, Staehr PA, Toohey BD (2010) Decreasing resilience of kelp beds along a latitudinal temperature gradient: potential implications for a warmer future. Ecol Lett 13:685–694.
171. Westermeier R, Murúa P, Patiño DJ, Müller DG (2017) Population biology and long-term mariculture studies in the brown alga Lessonia trabeculata in Atacama, Chile. J Appl Phycol 29:2267–2275.
172. Westermeier R, Murúa P, Patiño DJ, Muñoz L, Müller DG (2016) Holdfast fragmentation of Macrocystis pyrifera (integrifolia morph) and Lessonia berteroana in Atacama (Chile): a novel approach for kelp bed restoration. J Appl Phycol 28:2969–2977.
173. Westermeier R, Patiño D, Piel MI, Maier I, Mueller DG (2006) A new approach to kelp mariculture in Chile: production of free-floating sporophyte seedlings from gametophyte cultures of Lessonia trabeculata and Macrocystis pyrifera. Aquacult Res 37:164–171.
174. Wiktor JM Jr, Tatarek A, Kruss A, Singh RK, Wiktor JM, Søreide JE (2022) Comparison of macroalgae meadows in warm Atlantic versus cold Arctic regimes in the high-Arctic Svalbard. Front Mar Sci 9:1021675.
175. Wilkinson M, Foster R (2020) Collecting, identifying and preserving seaweeds. Heriot Watt University, Edinburgh.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

176. Wilmers CC, Estes JA, Edwards M, Laidre KL, Konar B (2012) Do trophic cascades affect the storage and flux of atmospheric carbon? An analysis of sea otters and kelp forests. Front Ecol Environ 10:409–415.
177. Zavala J, Flores D, Donayre S, Zevallos J, Huamani S (2015) Population assessment of Lessonia trabeculata Villouta and Santelices, 1986 in San Juan de Marcona. Inf Inst Mar Perú 42:510–515.
178. Zhou X, Yang M, Liu Z, Li P, Xie B, Peng C (2021) Dynamic allometric relationships of Lessonia trabeculata in response to environmental changes

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Materiales suplementarios

Tabla S1 Ubicacion de sitios de muestreo, y fechas, profundidad y configuracion de buceo

Fecha	Estacion de muestreo	Ubicacion		Configuracion de buceo	Profundidad (m)
		Latitud	Longitud		
29/06/2021	Pared del Indio	15.150210	75.366450	Semi-autonomous	13.6
29/06/2021	Dormidero	15.145670	75.372180	Semi-autonomous	13.5
30/06/2021	La Aguada	15.153011	75.341885	Semi-autonomous	15.9
30/06/2021	Carro Caído	15.101490	75.393990	Semi-autonomous	9.9
30/06/2021	Campamento 1	15.140170	75.371410	Semi-autonomous	12.5
1/07/2021	Campamento 2	15.149482	75.354109	Semi-autonomous	17.0
1/07/2021	Dormidero El Indio	15.149482	75.354109	Semi-autonomous + SCUBA sidemount	9.6
1/07/2021	Punta Gallinazo	15.155862	-5.349888	Semi-autonomous	14.9

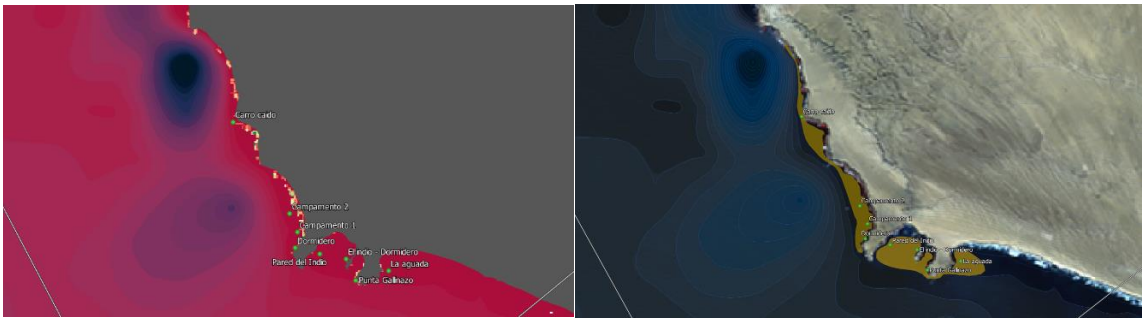


Figura S1 Índice de Diferencia Normalizada de Vegetación (NDVI, izquierda) e índice de vegetación (derecha) de Sentinel 2A, imagen del 29 de julio de 2021. Fuente: https://eos.com/landviewer/com. Perfil batimétrico en el RNSF proporcionado por INGEMMET. Área total habitable estimada para *L. trabeculata* sombreada en amarillo.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR



Figura S2 Esporofito quimérico adulto con disco de fijacion coalescente masivo recolectado en Pared del Indio, zona sur. Foto de Bernabé Moreno.



Figura S3 Fotografía de *L. trabeculata* habitando el submareal de las Islas Chincha (-13.6°S, Ica, Perú). Foto de Diego Cuba, julio de 2023.

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR



Figura S4 Fotografía del esporófito de *Lessonia* sp. (presumiblemente *L*. *trabeculata*) tomada por E. Yale Dawson alrededor de 1964 en Pucusana (Lima, Perú).

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Anexos

Carta de aceptación para publicación en el Journal of Applied Phycology, SpringerNature.

Journal of Applied Phycology: Decision on your manuscript

Journal of Applied Phycology <garlen.rafael@springernature.com>
Sáb 4/05/2024 00:52
Para:brunocevallosgil@hotmail.com <brunocevallosgil@hotmail.com>
Ref: Submission ID 5083bf81-0d8e-4b65-b08b-7e6db0146bce

Dear Dr Cevallos,

Re: "Carbon capture by stipitate kelp forests in Peru: insights from population assessments of Lessonia trabeculata at 15°S"

We're delighted to let you know that your manuscript has been accepted for publication in Journal of Applied Phycology.

Prior to publication, our production team will check the format of your manuscript to ensure that it conforms to the journal's requirements. They will be in touch shortly to request any necessary changes, or to confirm that none are needed.

Checking the proofs

Once we've prepared your paper for publication, you will receive a proof. At this stage, for the main text, only errors that have been introduced during the production process, or those that directly compromise the scientific integrity of the paper, may be corrected.

As the corresponding (or nominated) author, you are responsible for the accuracy of all content, including spelling of names and current affiliations.

To ensure prompt publication, your proofs should be returned within two working days.

Publication policies

Acceptance of your manuscript is conditional on all authors agreeing to our publication policies at: https://www.springernature.com/gp/policies/editorial-policies

Journal of Applied Phycology is a hybrid journal. This means when the journal accepts research for publication, the article may be published using either immediate gold open access or the subscription publishing route. For further information please visit https://www.springernature.com/gp/open-research/about/green-or-gold-routes-to-OA/hybrid-options

Once again, thank you for choosing Journal of Applied Phycology, and we look forward to publishing your article.

Kind regards,

Michael Borowitzka
Editor
Journal of Applied Phycology

Reviewer Comments:

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS

UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Constancia de aprobación del Comité de Ética de la Universidad Científica del Sur

COMITÉ INSTITUCIONAL DE ÉTICA EN INVESTIGACIÓN CON ANIMALES Y BIODIVERSIDAD

UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Constancia N° 066-CIEI-AB-CIENTÍFICA-2021

El presidente del Comité Institucional de Ética en Investigación con Animales y Biodiversidad de la Universidad Científica del Sur (CIEI-AB-CIENTÍFICA) da constancia que el proyecto de investigación, cuyos datos se registran a continuación, ha sido **aprobado** (reunión ordinaria del 04 de mayo de 2021).

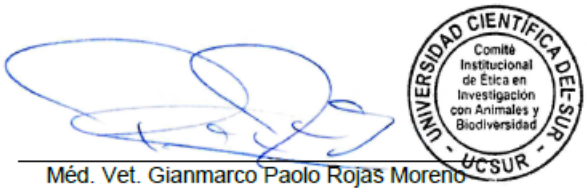
Código de registro:	**184-2021-PRE5**
Título:	**Estimación de la biomasa de *Lessonia trabeculata* 'aracanto palo' (*Lessoniaceae*) dentro del ámbito submareal de la Reserva Nacional San Fernando**
Investigador(a):	**Bruno Cevallos Gil**

La aprobación del proyecto de investigación implica que el documento presentado a evaluación cumple con los lineamientos de Universidad en materia de investigación y ética, los cuales se sustentan en la normativa internacional vigente. Adicionalmente, en el contexto de la pandemia de enfermedad por COVID-19, le recomendamos cumplir con las normas publicadas por el estado peruano.

En tal sentido, esta aprobación carecerá de valor si es que el proyecto de investigación arriba indicado es modificado de cualquier forma. Toda enmienda, añadido, eliminación o eventualidad (eventos adversos, etc.) posterior a la fecha de aprobación debe ser reportado al CIEI-AB-CIENTÍFICA.

La vigencia de la aprobación de este documento es de dieciocho (18) meses (**hasta el 04 de noviembre del 2022**), periodo en el que puede desarrollarse el proyecto. Cualquier trámite para su renovación deberá ser enviado antes del término de la vigencia de este documento, debiendo suspenderse todo desarrollo hasta que la renovación sea aprobada.

Villa El Salvador, 05 de mayo de 2021



Méd. Vet. Gianmarco Paolo Rojas Moreno
Presidente
Comité Institucional de Ética en Investigación
con Animales y Biodiversidad

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS

UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Resolución directoral de aprobación del proyecto de tesis de la Universidad Científica del Sur

UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

RESOLUCIÓN DIRECTORAL ACADÉMICA DE CARRERA N°057-DACBM-DAFCVB-U. CIENTÍFICA-2021

Lima, 07 de mayo del 2021

Visto el proyecto de tesis presentado por la Sr. **BRUNO CEVALLOS GIL** estudiante de la Carrera de Biología Marina, se expide la presente Resolución:

CONSIDERANDO:

- Que, para optar el título profesional en Biología Marina, de la Carrera de Biología Marina de la Facultad de Ciencias Veterinarias y Biológicas de la Universidad Científica del Sur, es necesario la realización y sustentación de una tesis.
- Que, el Reglamento de Tesis pertinente, dispone que el Proyecto de Tesis debe ser presentado a la Carrera de acuerdo al perfil aprobado, el cual debe ser dictaminado por el Comité de Investigación.
- Que, la estudiante **BRUNO CEVALLOS GIL** ha cumplido con presentar su proyecto de tesis titulado **ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA DE LESSONIA TRABECULATA 'ARACANTO PALO' (LESSONIACEAE) DENTRO DEL ÁMBITO SUBMAREAL DE LA RESERVA NACIONAL SAN FERNANDO** bajo la asesoría de **BERNABÉ MORENO LEVERONI**.
- Que la Comisión de Grados y Títulos de la Dirección ha emitido una evaluación favorable y recomienda la inscripción del proyecto citado.

Estando a lo dispuesto por el Reglamento General de Grados y Títulos de la Universidad Científica del Sur, el Reglamento de Tesis de la Carrera y a las normas vigentes, en uso de las atribuciones conferidas a la Carrera,

SE RESUELVE:

1º **APROBAR** el Proyecto de Tesis para optar el título profesional en Biología Marina titulado " **ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA DE LESSONIA TRABECULATA 'ARACANTO PALO' (LESSONIACEAE) DENTRO DEL ÁMBITO SUBMAREAL DE LA RESERVA NACIONAL SAN FERNANDO**"

2° Declarar al Sr. **BRUNO CEVALLOS GIL,** expedita para la realización del Proyecto de Tesis aprobado.

3° Nombrar a **BERNABÉ MORENO LEVERONI** como Asesora del Proyecto de Tesis, que realizará el estudiante citado.

4º Disponer la inscripción del proyecto de tesis aprobado en el Registro de Tesis para optar el Título Profesional de la Carrera de Biología Marina de la CIENTÍFICA.

Regístrese, comuníquese y archívese.

FACULTAD CIENCIAS VETERINARIAS Y BIOLÓGICAS - CIENTÍFICA - DIRECTORA ACADÉMICA

DRA. SONIA VALLE RUBIO
DIRECTORA ACADÉMICA
CARRERA BIOLOGÍA MARINA

T // (511) 610 6738
informes@cientifica.edu.pe
cientifica.edu.pe

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

TESIS
UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis